



Miljø- og  
Fødevareministeriet  
Miljøstyrelsen

# Anbefalinger om brug af TCO (totaløkonomi) ved offentlige indkøb

Juni 2020

Udgiver: Miljøstyrelsen

Redaktion:

Christian Aage Lundsgaard,

Peter Martin Skov Hansen,

Jakob Mau Pedersen

Jan Viegand

(Viegand Maagøe A/S)

ISBN: 978-87-7038-193-2

Miljøstyrelsen offentliggør rapporter og indlæg vedrørende forsknings- og udviklingsprojekter inden for miljøsektoren, som er finansieret af Miljøstyrelsen. Det skal bemærkes, at en sådan offentliggørelse ikke nødvendigvis betyder, at det pågældende indlæg giver udtryk for Miljøstyrelsens synspunkter. Offentliggørelsen betyder imidlertid, at Miljøstyrelsen finder, at indholdet udgør et væsentligt indlæg i debatten omkring den danske miljøpolitik.

Må citeres med kildeangivelse.

# Indhold

<b>1.</b>	<b>Sammenfatning og konklusion</b>	<b>5</b>
1.1	Sammenfatning	5
1.2	Konklusion	6
<b>2.</b>	<b>Introduktion</b>	<b>7</b>
2.1	Baggrund	7
2.2	Formål, tilgang og aktiviteter	8
2.3	Inddragelse af interessenter	9
<b>3.</b>	<b>Baggrund for brug af TCO</b>	<b>11</b>
3.1	Processen ved brug af TCO i udbud	11
3.1.1	Beslutning om at vurdere mulighed for TCO	11
3.1.2	Valg af TCO-faktorer	11
3.1.3	Før faggruppen	12
3.1.4	Med faggruppen	13
3.1.5	Markedsdialog	13
3.1.6	Med faggruppen	14
3.2	Juridiske rammer for at benytte TCO	15
3.2.1	Udbudslovens krav	15
3.2.2	Sager i Klagenævnet for Udbud	16
3.2.3	Konklusion	16
3.3	Forventede ekstra omkostninger ved at anvende TCO	17
3.4	Sikring af gennemsigthed	18
3.5	Håndtering af risiko for højere omkostninger i drifts- og affaldsfasen	19
3.6	Screening af eksisterende TCO-beregningsværktøjer	19
3.6.1	Danske værktøjer	19
3.6.2	Udenlandske værktøjer	21
<b>4.</b>	<b>Analysemetode og valg af produktgrupper</b>	<b>24</b>
4.1	Analysemetode	24
4.1.1	Overordnede metode og tilgang	24
4.1.2	Økonomiske beregningsniveauer	24
4.1.3	Forudsætninger for miljøberegninger	25
4.1.4	Forudsætninger for de økonomiske analyser	27
4.1.4.1	Indkøbspriser	28
4.1.4.2	Forudsætninger for de samfundsøkonomiske analyser	28
4.1.4.3	Forudsætninger for de selskabsøkonomiske analyser	32
4.2	Udvælgelse af produktgrupper	32
4.2.1	Indkøbsvolumen	33
4.2.2	Miljøpåvirkninger af indkøb	36
4.2.3	Input fra interessenter	38
<b>5.</b>	<b>Analyser af udvalgte produktgrupper</b>	<b>39</b>
5.1	Bærbare computere	39
5.1.1	Produktvalg	39
5.1.2	Beskrivelse af valgte produkter og forretningsmodeller til sammenligning	39

5.1.3	Beregningsforudsætninger	40
5.1.4	Resultater	41
5.1.5	Diskussion og usikkerheder	42
5.2	Belysning	43
5.2.1	Produktvalg	43
5.2.2	Beskrivelse af valgte produkter og forretningsmodeller til sammenligning	43
5.2.3	Beregningsforudsætninger	45
5.2.4	Resultater	46
5.2.5	Diskussion og usikkerheder	47
5.3	Transport	48
5.3.1	Produktvalg	48
5.3.2	Beskrivelse af valgte produkter og forretningsmodeller til sammenligning	48
5.3.3	Beregningsforudsætninger	49
5.3.4	Resultater	51
5.3.5	Diskussion og usikkerheder	52
5.4	Vaskemaskiner	52
5.4.1	Produktvalg	52
5.4.2	Beskrivelse af valgte produkter og forretningsmodeller til sammenligning	52
5.4.3	Beregningsforudsætninger	53
5.4.4	Resultater	54
5.4.5	Diskussion og usikkerheder	55
5.5	Opvaskemaskiner	56
5.5.1	Produktvalg	56
5.5.2	Beskrivelse af valgte produkter og forretningsmodeller til sammenligning	56
5.5.3	Beregningsforudsætninger	56
5.5.4	Resultater	57
5.5.5	Diskussion og usikkerheder	58
<b>6.</b>	<b>Cases for brug af livscyklusomkostninger</b>	<b>60</b>
<b>Bilag 1.</b>	<b>Baggrund for energiberegninger og andet forbrug i brugsfasen</b>	<b>62</b>
Bilag 1.1	Computere	62
Bilag 1.2	Belysning	62
Bilag 1.3	Transport	63
Bilag 1.4	Vaskemaskiner	64
Bilag 1.5	Opvaskemaskiner	65
<b>Bilag 2.</b>	<b>Baggrund for miljøberegninger</b>	<b>67</b>
Bilag 2.1	Computere	67
Bilag 2.2	Belysning	71
Bilag 2.3	Transport	74
Bilag 2.4	Vaskemaskiner	77
Bilag 2.5	Opvaskemaskiner	81

# 1. Sammenfatning og konklusion

## 1.1 Sammenfatning

I denne rapport præsenterer vi resultater af analyser af, for hvilke produktgrupper det kan være hensigtsmæssigt, at det offentlige i højere grad anvender TCO-beregninger i tildelingskriteriet. Analyserne er baseret på fire økonomiske beregningsniveauer for udbud af fem udvalgte produktgrupper, som dækker området fra ren indkøbspris til en TCO med inddragelse af værdisætning af eksterne virkninger på miljøet. Produktgrupperne er bærbare computere, belysning, transport (biler), vaskemaskiner og opvaskemaskiner. TCO (Total Cost of Ownership) er et udtryk for totaløkonomien, hvor alle omkostninger ved ejerskabet tages med.

Rapporten er skrevet for Miljøstyrelsen, hvor ansvaret for indholdet og analyserne ligger hos forfatterne. Når der i rapporten står "vi", "vores" mv., menes der forfatterne.

Indkøbene er tilrettelagt, så de svarer til et typisk indkøb i en kommune eller tilsvarende offentlig myndighed, og beregningerne kan derfor bruges som inspirationscases i udformningen af fremtidige udbud, hvor man ønsker at inkludere totaløkonomi og miljøforhold.

Valget af produktområder er sket på baggrund af en række interviews med offentlige indkøbere, og i samarbejde med Miljøstyrelsen og projektets følgegruppe, der bestod af repræsentanter fra Moderniseringsstyrelsen, Gladsaxe Kommune, Københavns Kommune, Miljømærkning Danmark, Miljø- og Fødevarerministeriet, IKA ved Esbjerg Kommune, Gate 21, Kommunernes Landsforening, Dansk Industri, Aarhus Kommune, SKI, Erhvervsstyrelsen og Danske Regioner.

Metoden for analysen har omfattet indhentning af estimerede priser fra både indkøbere, leverandører og SKI, og vurdering af relevante produkttyper og forretningsmodeller i samarbejde med en række leverandører. Af hensyn til fortrolighed er alle priser fra SKI, indkøbere og leverandører indhentet i prisintervaller og ikke eksakte priser. Herefter har vi opstillet de relevante og realistiske forretningsmodeller og løsninger for hvert produktområde og regnet totaløkonomi, herunder investeringspriser, forbrug i driftsfasen og bortskaffelse eller gensalg.

Sideløbende er miljø- og klimabelastningen for produkternes livscyklus beregnet og medtaget i rapporten i form af udledning af CO<sub>2</sub>, SO<sub>2</sub> og partikler. Endeligt har vi værdisat disse udledninger i et samfundsøkonomisk perspektiv og inkluderet værdien af udledningerne i totaløkonomien.

Det færdige resultat er en totaløkonomisk sammenligning af forskellige måder at indkøbe produkter inden for de fem forskellige produktområder.

Derudover beskriver rapporten de juridiske rammer for at kunne benytte TCO herunder at medtage værdisætning af eksterne påvirkninger af miljøet. Rapporten vurderer desuden forventede ekstra omkostninger ved at anvende TCO ift. ordregiverens udbudsproces. Dertil beskrives, hvordan sikring af gennemsigtighed i udbuddet bør ske, og hvordan risiko for højere omkostninger i drifts- og affaldsfasen kan håndteres.

I rapporten beskriver vi baggrund for brug af TCO herunder udbudsprocesser, muligheder i udbudsloven mv., som især er rettet til læsere, der har mindre kendskab til disse områder.

## 1.2 Konklusion

Det kan konkluderes, at det er muligt ift. udbudsloven at gennemføre et udbud med brug af TCO, som inddrager alle livscyklusomkostninger herunder samfundets omkostninger som følge af eksterne påvirkninger af miljøet. De eksterne påvirkninger af miljøet kan værdisættes blandt andet med en pris på CO<sub>2</sub>-emissioner, som er langt højere end kvoteprisen. I analyserne er benyttet en CO<sub>2</sub>-pris på ca. 5000 kr./ton, som er sat med udgangspunkt i skadesomkostningerne ud fra et studie foretaget af den tyske føderale miljøstyrelse.

Analysen viser, at for stort set alle produktområder vil en TCO-model, som inkluderer værdisætning af eksterne virkninger på miljøet, give den miljømæssige og samfundsøkonomiske bedste løsning, hvis TCO er det eneste kriterium for valg. I tabel 1 vises for hvert produktområde løsningen med laveste pris ved brug af fuld miljø-TCO og de procentuelle besparelser ift. et traditionelt indkøb.

**TABEL 1.** Løsninger med lavest pris ved fuld miljø-TCO og besparelser ift. traditionelt køb.

Produktområde	Laveste pris ved fuld miljø-TCO	Besparelse ift. traditionelt køb
Bærbare computere	Køb ny computer med tilbagekøbsgaranti	20 %
Belysning	Køb af retrofit med LED-board	28 % (ift. lavprisarmatur)
Transport (biler)	Køb af elbil	30 % (ift. køb af benzinbil)
Vaskemaskiner	Køb af energieffektiv maskine	10 %
Opvaskemaskiner	Køb af brugt maskine	4 %

For produkter med forholdsvis korte levetider som fx bærbare computere og til en vis grad hvidevarer kan det konkluderes, at forlængelse af produkters levetid er afgørende for at mindske udledningen af klimagasser og sikring af den samfundsøkonomiske bedste løsning. Længere produktlevetider behøver ikke nødvendigvis medføre krav om længere brugsperioder i den offentlige enhed, men kan blot indebære, at produktet bliver brugt i en anden anvendelse enten før eller efter anvendelsen i enheden fx ved køb af brugte computere og hvidevarer eller køb af nye produkter med tilbagekøbsaftale efter endt brug.

Det kan også være muligt at sætte et mindstekrav til levetiden eller et tildelingskriterium for levetiden, dvs. hvor tilbudte produkter får højere point ved længere levetid. Det betyder, at hvis produktet efter levering ikke har den oplyste levetid, skal leverandøren udbedre fejlen. For at være sikker på, at leverandøren kan opfylde denne forpligtelse, er det muligt at indbygge en sikkerhedsstillelse i form af en anfordringsgaranti.

Desuden spiller energiforbruget i brugsfasen stadig en vigtig rolle for mange produkter og bør regnes med i en totaløkonomisk pris, når der vælges produkter.

# 2. Introduktion

## 2.1 Baggrund

Rapporten og analyserne heri er udarbejdet for Miljøstyrelsen efter et udbud om konsulentbistand. Projektet er gennemført af Viegand Maagøe i samarbejde med Tolstrup & Hvilsted. Baggrunden for Miljøstyrelsens igangsætning af projektet er, at der i forbindelse med offentlige indkøb ofte er et stort fokus på anskaffelsesprisen frem for de totale omkostninger til indkøb, drift, vedligeholdelse og affaldshåndtering eller videresalg. Derfor sætter rapporten fokus på hvordan totalomkostninger og livscyklusvurderinger i højere grad kan indgå i beslutningsgrundlaget for offentlige indkøb, så den offentlige indkøber træffer beslutning ud fra de samlede omkostninger i stedet for indkøbsprisen alene.

Som en del af den tidligere regerings Strategi for cirkulær økonomi fra september 2018<sup>1</sup> er det besluttet at udarbejde en analyse af for, hvilke produkter det kan være hensigtsmæssigt, at det offentlige i højere grad anvender totaløkonomiberegninger i tildelingskriteriet.

I denne undersøgelse bruges begrebet TCO-beregninger (TCO for Total Cost of Ownership)<sup>2</sup> for totaløkonomiberegninger for de omkostninger, der bl.a. vedrører indkøbsprisen, driftsomkostninger og bortskaffelsesværdien til forskel for begrebet livscyklusomkostninger (LCC), der også omfatter omkostninger, der ligger uden for ejerens brugsperiode, og indirekte omkostninger mht. fx klimapåvirkning og miljøbelastning mv.<sup>3</sup> Undersøgelsen gennemfører dog også analyser, hvor indirekte omkostninger ved eksterne virkninger på miljøet medtages.

Det grundlæggende i TCO er, at et produkt, man køber billigt i dag, kan ende med at blive meget dyrt i længden, hvis man ikke indregner produktets TCO. Ved at se på besparelserne fra lavere energiforbrug, lavere vandforbrug, længere levetid, mindre brug af arbejdskraft og færre udgifter til service, vedligeholdelse, affaldshåndtering og videresalg, tegner der sig et andet omkostningsbillede end ved alene at se på anskaffelsesprisen.

TCO kan anses som en naturlig del af udbud, da det tager hånd om den komplette økonomi for køberen ved indkøb af et produkt eller en ydelse. Det giver især god mening, når indkøbsprisen ikke udgør størstedelen af levetidsomkostningerne, og når der er stor forskel på livscyklusomkostningerne for de tilbudte produkter og ydelser.

Set med miljøøjne vil brug af TCO typisk også fremme de miljømæssigt bedste produkter, da produkter med lave ressourceomkostninger (energi- og vandforbrug, reparationer mv.) i levetiden og med lang levetid vil have de laveste totale omkostninger, selv om indkøbsprisen er højere sammenlignet med miljømæssigt dårligere produkter. Brug af livscyklusomkostninger og ikke kun TCO vil kunne medtage samfundsmiljøomkostninger ved tilbudsevalueringen og dermed give større miljømæssig gevinst.

Det kan dog være svært for den enkelte indkøber at vurdere for hvilke produkter, det giver mening at benytte TCO. Samtidig tænkes der i den offentlige sektor ofte kun i 1-årige budget- og

---

<sup>1</sup> [https://www.regeringen.dk/media/5626/strategi-for-cirkulaer-oekonomi\\_web.pdf](https://www.regeringen.dk/media/5626/strategi-for-cirkulaer-oekonomi_web.pdf)

<sup>2</sup> Se også Konkurrence- og Forbrugerstyrelsens vejledning: Totalomkostninger, Praktisk vejledning til offentlige indkøbere. <https://www.kfst.dk/media/2884/20161130-totalomkostninger-praktisk-vejledning-til-offentlige-indkoebere.pdf>

<sup>3</sup> <https://www.kfst.dk/faq/udbud/nyt-udbud/fase-3/hvad-er-forskellen-paa-totalomkostninger-og-livscyklusomkostninger/>

regnskabsperioder, hvilket gør incitamentet til at købe produkter med høj indkøbspris mindre, selv om det set over en længere periode bedre kan betale sig. Desuden har der i den offentlige sektor været tradition for "silo-tænkning", hvor indkøb og efterfølgende drift i fx en børnehave ikke tænkes som én samlet enhed; ligesom affaldshåndtering eller videresalg efter endt brug sjældent tænkes med fra start. Vi oplevede dog i dialogen med det offentlige i dette projekt, at disse siloer mange steder er i færd med at blive brudt ned.

Derudover kan der være en række barrierer mod brug af TCO, som i mange tilfælde skyldes mangel på erfaring, frygt for mere komplekse udbud med risiko for højere omkostninger og klagesager og risiko for negativ påvirkning af likviditeten ved, at produkter og ydelser kan være dyrere i indkøb.

En ny udbudslov<sup>4</sup> trådte i kraft 1. januar 2016, som blandt andet understregede muligheden for at bruge TCO og samfundsomkostninger i hele levetiden. Loven angiver, at livscyklusomkostninger kan medtages i omkostningerne, hvor det detaljeres, at omkostningerne inkluderer forbrug af energi og andre ressourcer, vedligeholdelse, bortskaffelse såsom indsamling og genindvinding mv. Omkostninger der kan henføres til eksterne virkninger på miljøet herunder klimæændringer, kan også tages med, hvis værdien kan bestemmes og verificeres. Denne nye lov udvider mulighederne for at bruge TCO til gavn for både økonomi og miljø.

## 2.2 Formål, tilgang og aktiviteter

Ud fra denne baggrund ønsker Miljøstyrelsen at få udarbejdet en analyse af, for hvilke produktgrupper det kan være hensigtsmæssigt, at det offentlige i højere grad anvender TCO-beregninger i tildelingskriteriet. Analysen skal klarlægge, hvorvidt der for en række produktgrupper er påviselige miljømæssige og økonomiske fordele ved at anvende TCO-beregninger som tildelingskriterium og illustrere dette gennem regneeksempler og beskrivelser af faktiske udbud hvor TCO-beregninger succesfuldt er blevet inddraget.

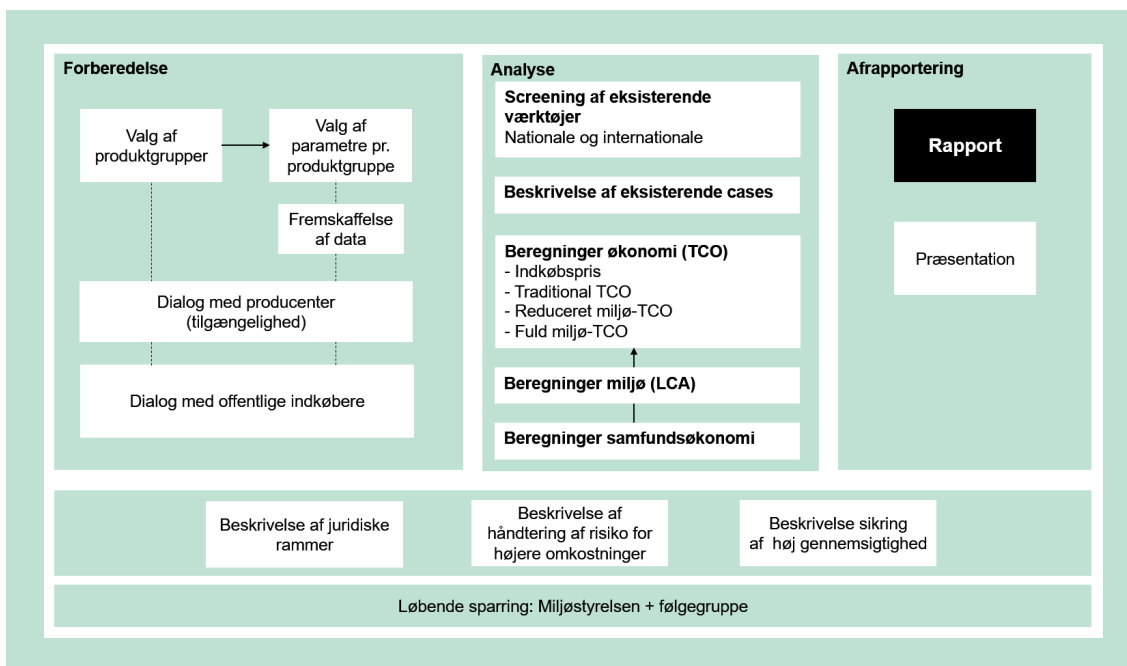
Projektteamet fra Viegand Maagøe og Tolstrup & Hvilsted har ud fra baggrund, formål og Miljøstyrelsens kravspecifikation udviklet tilgangen og de specifikke aktiviteter for analyserne.

Figur 1 viser et procesdiagram for projektets analyse.

---

<sup>4</sup> <https://www.retsinformation.dk/forms/r0710.aspx?id=175507>





**FIGUR 1.** Procesdiagram for projektets analyse.

I forberedelsesfasen af projektet gennemførtes en række interviews med offentligt ansatte, der arbejder med indkøb fra både kommuner, regioner og staten. Ved disse interviews satte vi fokus på de erfaringer, der allerede var gjort inden for TCO og spurgte ind til konkrete ønsker og idéer til relevante produktområder til analysen.

Herefter foretog vi udvælgelsen af produkter og tilhørende forretningsmodeller i samarbejde med Miljøstyrelsen og følgegruppen. Baggrunden for valg af produkter beskrives nærmere i kapitel 4. Efter produktvalget indledte vi dialog med en række leverandører for at afdække mulighederne for produkttyper og forretningsmodeller, som kunne indgå i analyserne. Desuden fortsatte vi dialogen med en række af de offentlige indkøbere for at sikre validitet af de valgte modeller, prisniveauer, mængder mv.

Herefter opstillede vi de konkrete produkttyper og forretningsmodeller for hvert produktområde og dimensionerede indkøbene, så de repræsenterer realistiske indkøb i en gennemsnitlig kommune eller anden offentlig institution. De enkelte beregninger fungerer altså som konkrete cases for fx en kommune, der gerne vil vurdere økonomi og klimavenlighed af et konkret produktområde.

Beregningerne gennemførtes ved at analysere fire økonomiske beregningsniveauer for udbud af udvalgte produktgrupper, som dækker området fra ren indkøbspris til en TCO med inddragelse af værdisætning af eksterne påvirkninger af miljøet.

Analysen er sammenfattet i denne rapport og en præsentation.

## 2.3 Inddragelse af interessenter

Miljøstyrelsen nedsatte en følgegruppe, som har givet kommentarer dels ved et fysisk møde, dels gennem skriftlige kommentarer. Følgegruppen bestod af repræsentanter fra Moderniseringsstyrelsen, Gladsaxe Kommune, Københavns Kommune, Miljømærkning Danmark, Miljø- og Fødevarerministeriet, IKA ved Esbjerg Kommune, Gate 21, Kommunernes Landsforening, Dansk Industri, Aarhus Kommune, SKI, Erhvervsstyrelsen og Danske Regioner.

Dertil har projektgruppen haft kontinuerlig kontakt med en række kommuner, regioner, statslige indkøbsorganisationer og leverandører.

Projektteamet takker for alle de værdifulde bidrag, vi har modtaget.

# 3. Baggrund for brug af TCO

## 3.1 Processen ved brug af TCO i udbud

Dette afsnit er hovedsageligt baseret på Tolstrup & Hvilstedts erfaringer som udbudskonsulenter med gennemførelse af udbud for offentlige kunder, og det er især rettet til læsere, der har mindre kendskab til udbud.

### 3.1.1 Beslutning om at vurdere mulighed for TCO

Brug af TCO ifm. udbud kan og bør tages med som en naturlig del af forberedelsen af udbud. TCO-overvejelser kan knyttes sammen med de øvrige overvejelser ifm. udbud som mindstekrav, tildelingskriterier og kontraktvilkår og ses i sammenhæng med optimeringsmuligheder internt hos den ordregivende virksomhed eller i distributionskæden, der medfører lavere omkostninger i forbindelse med anskaffelse, anvendelse eller bortskaffelse af et produkt eller ydelse.

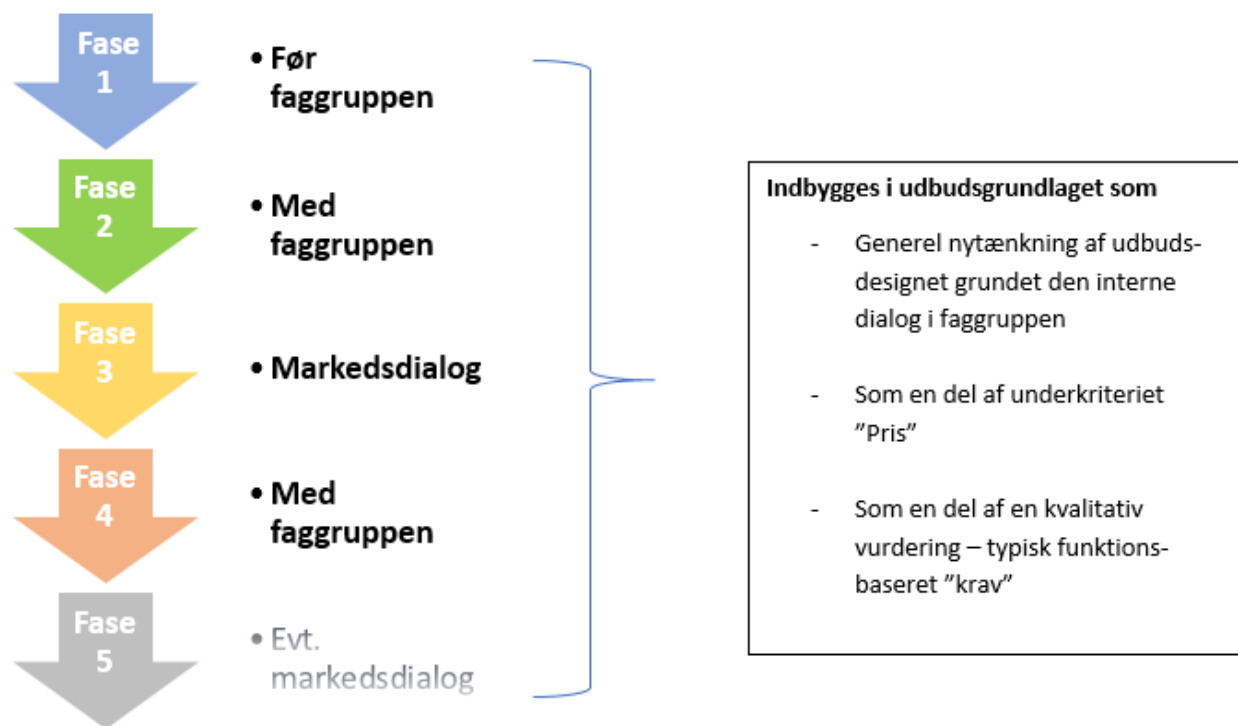
### 3.1.2 Valg af TCO-faktorer

TCO-faktorerne kan opstå flere steder i udbudsprocessen og som følge af, at udbudskonsulenter vurderer muligheder i løbet af processen fra det indledende arbejde til endelige udbudsmateriale. Derfor giver det mening at anvende en arbejdsliste med TCO-faktorer, som løbende opdateres og kvalificeres i løbet af processen. Et eksempel på en sådan liste er vist i figur 2, som forklares i næste afsnit.

TCO-faktor	Økonomisk indflydelse	Realiserbarhed	Udmøntning i udbudsgrundlaget
TCO-faktor 1			
TCO-faktor 2			
...			
TCO-faktor n			

**FIGUR 2.** Arbejdsliste for udvikling af TCO-faktorer til et udbud. Økonomisk indflydelse og realiserbarhed tildeles point ift. størrelsen af dem.

Efterfølgende figur illustrerer processen for arbejdet med TCO-faktorerne i forbindelse med udvikling af udbudsmateriale. Processen uddybes efter figuren for at skabe forståelse for arbejdet med TCO-faktorerne.



**FIGUR 3.** Processen for udvikling af TCO-faktorer til et udbud. Faggruppen består typisk af medarbejdere med faglige kompetencer inden for udbuddets område.

### 3.1.3 Før faggruppen

Allerede før udbudsprocessen formelt er igangsat, udarbejdes den første arbejdsliste over mulige TCO-faktorer for det pågældende udbud. Den ansvarlige udbudskonsulent giver således et første bud på TCO-faktorer på et tidligt tidspunkt i processen. Denne arbejdsliste vil blive kvalificeret løbende i faserne 1 til 5.



For at skabe et grundlag for tilvalg og fravalg af TCO-faktorer arbejdes der med to vurderingskriterier for hver TCO-faktor, som i sidste ende afgør, om TCO-faktoren vil indgå i udbuddet. De to vurderingskriterier, som får point ift. en valgt skala, er:

1. Økonomisk indflydelse, dvs. den estimerede økonomiske betydning, som en specifik TCO-faktor vil have for den ordregivende virksomhed, hvis denne indarbejdes i udbudsgrundlaget.
2. Realiserbarhed, dvs. sandsynligheden for, at TCO-faktorens effekt kan realiseres. Alt efter TCO-faktorens karakter vil dens realiserbarhed være afhængig af en ønsket organisationsforandring, som typisk er funderet i arbejdsgangsændringer eller procesændringer. Realiserbarheden kan ligeledes være betinget af leverandørernes villighed og mulighed for forandring i forhold til at skabe værdi for den ordregivende virksomhed.

Arbejdslisten med en vurdering af hver enkelt TCO-faktor vil være et dynamisk dokument, der kvalificeres løbende i processen i forhold til, hvilke TCO-faktorer, der arbejdes med, og deres individuelle vurderinger. Vurderingerne af TCO-faktorerne vil være omskiftelige, og deres pointgivning vil således kunne ændres ad flere omgange som følge af faggruppemøder og markedsdialoger.

Arbejdslisten vil være det beslutningsgrundlag, som faggruppen og udbudskonsulenten arbejder med i forhold til, hvilke TCO-faktorer, der slutteligt indarbejdes i udbudsgrundlaget, og

hvordan dette gøres mest optimalt for den ordregivende virksomhed. En forståelse for det udbudte produkt, mekanismerne i den eksisterende kontrakt og procesgangene hos både ordregiver og i forsyningskæden er første skridt.

Input til den første TCO-arbejdsliste vil typisk blive dannet ud fra:

- Viden generet via drift af eksisterende kontrakt – både gennem statistisk materiale og gennem løbende leverandørdialog
- Samtaler med nøgleinteressenter, kontraktejere mv.
- Udbudskollegerne erfaring og sparring

I denne vidensindsamling er det essentielt at have en åben tilgang og være nysgerrig og derigennem udforske mulighederne og ikke fokusere på begrænsningerne. Derfor er åbne spørgsmål og åbenhed for alle input af afgørende betydning.

På baggrund af ovenstående aktiviteter dannes den første arbejdsliste med TCO-faktorer.

### 3.1.4 Med faggruppen

Den foreløbige arbejdsliste med TCO-faktorer fremkommet før første møde med faggruppen danner grundlag for det videre arbejde. En faggruppe består af relevante fageksperter og udbudskonsulenter fra organisationen. Således skal listen revideres og kvalificeres i processen med faggruppen.



Møderne skal give en større indsigt i arbejdsgangene og de TCO-faktorer, som er identificeret. Desuden vil der på møderne formentlig fremkomme nye faktorer.

De TCO-faktorer, der er identificeret, tales igennem med faggruppen for at opnå en større indsigt. Nysgerrighed og en åben tilgang i dialogen er vigtig.

Sammen med gruppen skal der fokuseres på, hvordan de enkelte faktorer potentielt kan indbygges i udbudsgrundlaget.

### 3.1.5 Markedsdialog

Alt efter udbuddets kompleksitet kan der overvejes gennemførelse af markedsdialog i flere omgange. Erfaringen er, at markedet rigtig gerne vil i dialog inden udbudsbetingelserne bliver fastlagt, da markedet her bedre kan bidrage og forklare deres synspunkter, end når udbuddet er offentliggjort.



Det anbefales, at der placeres en møderække relativt tidligt i forløbet typisk efter første faggruppemøde. Desuden bør der overvejes et mødeforløb mere med markedet (fase 5), når materialet er tæt på sin endelige form, så markedet kan kommentere de overvejede TCO-faktorer herunder leverandørernes muligheder for at skaffe de nødvendige oplysninger. Dette vil være særligt interessant, hvis det vurderes, at faggruppen har ét ønske og markedet et andet.

Specielt for udbud af produkter og tjenesteydelser, hvor brug af TCO-faktorer er relativt nyt, er det ofte værdifuldt at holde individuelle møder med hver leverandør. Formålet er:

- Fokus på, hvilken adfærd, fra ordregivers side, der med fordel kan ændres i forhold til at optimere deres og deres underleverandørers omkostningsstruktur
- Kvalificering af alle TCO-faktorerne i forhold til deres økonomi og realiserbarhed
- Dialog omkring inkludering af TCO-faktorerne i udbudsgrundlaget ift. gennemsigthed, relevans, mulighed for at skaffe de nødvendige oplysninger til tilbuddet.

Gennemføres en markedsdialog, når udbudsgrundlaget er tæt på sin endelige form, kan man overveje at fremsende enten hele grundlaget forud for dialogen, eller sende de brudstykker af kravspecifikationen, under- og delkriterier og de kontraktvilkår, hvor TCO-faktorerne er indarbejdede. Det vil give et udgangspunkt for en konkret dialog på møderne, både fællesmøder og individuelle møder med de enkelte leverandører.

### 3.1.6 Med faggruppen

Efter markedsdialogen bliver den revurderede arbejdsliste bragt tilbage til faggruppen med det formål at diskutere, hvordan leverandørernes respons til relevante TCO-faktorer har været, og hvilke TCO-betragtninger dialogen har resulteret i herunder eventuelle nye faktorer og en kvalificering af de eksisterende. Resultatet vil være en opdateret liste over TCO-faktorer med angivelse af, hvordan de optimalt indarbejdes i udbudsgrundlaget.



Denne indarbejdning kunne tage en af følgende former:

- Generel nytænkning af udbudsdesignet grundet den interne dialog i faggruppen. Det kan omfatte en vurdering af om det konkrete udbud med brug af TCO berettiger til udbud med forhandling eller konkurrencepræget dialog i stedet for, hvor der skabes større mulighed for nytænkning sammen med markedet i selve udbudsprocessen.
- Som en del af underkriteriet "pris":
  - TCO-faktoren vil blive indregnet i den samlede priskalkulation, der ligger til grund for vurderingen af underkriteriet "Pris", fx elforbrug, bortskaffelsesomkostninger, levetid og eksterne virkninger på miljøet (se uddybning i næste afsnit)
- Som en del af en kvalitativ vurdering – typisk funktionsbaserede "krav":
  - TCO-faktoren vil være en funktion ved selve produktet eller ved dets anvendelse, der kvalitativt vil skabe værdi for den ordregivende virksomhed fx levetiden af produktet. Typisk vil disse elementer være beskrivelser og ikke kunne opgøres i kroner og øre.
- Som mindstekrav til anskaffelsen:
  - Mindstekrav er de krav, anskaffelsen som minimum skal opfylde, og som ordregiver tydeligt har angivet er mindstekrav. Det kan fx være levetiden. Hvis tilbudsgiver ikke opfylder mindstekravene, skal ordregiveren afvise tilbuddet.
- Som kontraktelement:
  - TCO-faktoren skal i dette tilfælde være egnet som kontraktvilkår og er således anført i materialet som et element, leverandøren skal kunne leve op til i kontraktperioden. Her vil TCO-faktoren ikke være en del af tilbudsvurderingen. Dette kan fx være kontraktkrav om, at leverandøren i hele kontraktperioden skal stille en bæredygtighedsrådgiver til rådighed for ordregiver, som skal bistå med at udregne TCO-omkostningerne på enkelte projekter.

## 3.2 Juridiske rammer for at benytte TCO

### 3.2.1 Udbudslovens krav

De juridiske rammer for brug af TCO ved udbud er givet af udbudsloven<sup>5</sup>, der fastlægger procedurerne for offentlige indkøb af varer, tjenesteydelser og bygge- og anlægsopgaver. Loven implementerer EU-direktivet for offentlige udbud<sup>6</sup> over angivne beløb (tærskelværdierne) og omfatter desuden regler for indkøb af varer og tjenesteydelser under tærskelværdierne. Udbudsloven gælder for alle offentlige myndigheder og for offentligretlige organer. Reglerne vedrører bl.a. udvælgelse af leverandører, tilbudsvurdering og kontraktuddeling.

Udbudsloven indeholder en række paragrafer, der er relevante for TCO (§ 162 - § 168), hvor loven dog bruger begrebet "livscyklus" defineret som:

*(§ 24 stk. 20): Alle fortløbende eller sammenhængende faser, herunder forskning og udvikling, der skal udføres, produktion, handel og betingelserne herfor, transport, anvendelse og vedligeholdelse i hele eksistensen af en vare eller et bygge- og anlægsarbejde eller levering af en tjenesteydelse fra erhvervelse af råvarer eller oparbejdelse af ressourcer til bortskaffelse, godkendelse og afslutning af leveringen eller anvendelsen.*

Udbudsloven er derved meget bred i ft. en traditionel brug af TCO som typisk kun omfatter organisationens anskaffelse, brug og bortskaffelse af et produkt eller en ydelse.

Udbudsloven tillader at bruge livscyklusomkostninger som tildelingskriterium. Det kan være som bedste forhold mellem livscyklusomkostninger og kvalitet eller udelukkende som livscyklusomkostninger.

Livscyklusomkostningerne kan omfatte ethvert aspekt og ethvert trin i produktets livscyklus herunder faktorer i den specifikke proces med fremstilling eller levering af, eller handel med produktet eller tjenesteydelsen eller en specifik proces for andre faser i livscyklussen også selv om faktorerne ikke udgør en del af indkøbets materielle indhold.

Kravet er, at tildelingskriterierne er gennemsigtige, og de skal sikre mulighed for effektiv konkurrence.

Som livscyklusomkostninger kan medtages:

- Omkostninger, der afholdes af ordregiveren eller andre brugere, herunder
  - a) omkostninger i forbindelse med anskaffelse,
  - b) omkostninger i forbindelse med brug såsom forbrug af energi og andre ressourcer,
  - c) omkostninger til vedligeholdelse og
  - d) omkostninger i forbindelse med bortskaffelse såsom indsamling og genindvinning.
  
- Omkostninger, der kan henføres til eksterne virkninger på miljøet, forudsat at den penge-mæssige værdi kan bestemmes og verificeres, fx forbundet med drivhusgasemissioner og andre forurenende emissioner og andre omkostninger i forbindelse med modvirkning af klimændringer.

---

<sup>5</sup> Lov nr. 1564 af 15/12/2015 (<https://www.retsinformation.dk/forms/r0710.aspx?id=175507>)

<sup>6</sup> Europa-Parlamentets og Rådets direktiv 2014/24/EU af 26. februar 2014 om offentlige udbud og om ophævelse af direktiv 2004/18/EF (<https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DA/TXT/?uri=CELEX:32014L0024>)

Omkostningerne skal være knyttet til produktet eller tjenesteydelsen i løbet af livscyklussen.

Ordregiveren skal anføre i udbudsmaterialet, hvilke oplysninger tilbudsgiverne skal fremlægge, og hvilken metode ordregiveren vil anvende til at beregne livscyklusomkostningerne.

Hvis ordregiveren vil inkludere i tildelingskriteriet omkostninger ifm. eksterne virkninger på miljøet skal metoden, som anvendes til værdisætning af omkostningerne, opfylde følgende betingelser:

- Metoden skal være baseret på objektive verificerbare og ikke-diskriminerende kriterier
- Metoden må ikke uretmæssigt favorisere visse økonomiske aktører eller stille dem mindre gunstigt.
- Metoden skal være tilgængelig for alle økonomiske aktører.
- De oplysninger, som kræves, skal kunne fremskaffes ved en rimelig indsats af tilbudsgiverne.

I afsnit 4 beskrives analysemetoden nærmere herunder værdisætningen af eksterne virkninger på miljøet.

### 3.2.2 Sager i Klagenævnet for Udbud

Vi har undersøgt, om der har været klagesager hos Klagenævnet for Udbud<sup>7</sup> ifm. brug af TCO eller livscyklusomkostninger gennem en søgning i klagenavnets afgørelser. Resultater er, at de klagesager, der er ført, ikke vedrører, hvorvidt det er muligt at bruge TCO eller livscyklusomkostninger i forbindelse med udbud. Klagesagerne handler derimod om, de stillede krav er proportionale og forbundet med kontraktens genstand og/eller om evalueringen af TCO-beregningen er gennemsigtig.

Et enkelt eksempel kan fremhæves her: Klagenævnet har i en kendelse fra 20. november 2018<sup>8</sup> ifm. et udbud fra Energinet ikke taget en klage fra DXC Technology Danmark A/S til følge. Klagenævnet lagde i forbindelse med kendelsen vægt på, at den oplyste metode fra udbudsbetingelserne blev anvendt ved vurderingen af delkriteriet. Ordregiver havde derved anvendt en gennemsigtig metode til vurderingen af delkriteriet.

Klagenævnet udtalte, at ordregiver ved tilrettelæggelsen af sit indkøb har et vidt skøn i forbindelse med, hvilke faktorer der kan indgå i TCO-beregningen som en del af evalueringen af tilbuddet. Inddragelsen skal blot ske uden overtrædelse af ligebehandlings- og gennemsigtighedsprincippet.

Klagenævnet fremhævede desuden, at evalueringsmetoden blot skal være inden for de rammer, der er fastsat i udbudsbekendtgørelsen og i de øvrige udbudsbetingelser, så den fastsatte vægtning af under- og delkriterier respekteres. Den valgte evalueringsmodel skal desuden være egnet til at identificere "det økonomisk mest fordelagtige tilbud". Klagenævnet kan alene tilsidesætte det skøn, som ordregiver har udøvet i forbindelse med fastlæggelsen af evalueringsmodellen, hvis ordregiveren har overskredet grænserne for dette skøn, fx ved at evalueringsmodellen ikke respekterer vægtningen af under- og delkriterier, eller af andre grunde er uegnet til at identificere "det økonomisk mest fordelagtige tilbud".

### 3.2.3 Konklusion

Konklusionen er, at der er meget vide juridiske rammer for brug af TCO og livscyklusomkostninger som tildelingskriterium i stedet for den rene indkøbspris, så længe:

- de er knyttet til produktet eller tjenesteydelsen i løbet af livscyklussen,
- kriterierne er gennemsigtige og objektive, og

<sup>7</sup> <https://naevneneshus.dk/start-din-klage/klagenaevnet-for-udbud/>

<sup>8</sup> DXC Technology Danmark A/S (tidligere CSC Danmark A/S) mod Energinet



- tilbudsgiverne kan skaffe oplysningerne.

Det er ordregivers ansvar, at alle tilbudsgivere er informeret om, hvilke omkostninger, der indgår i beregningen.

Dertil kan konkluderes ud fra indsamlede erfaringer med udbudsprocesser, at brug af TCO bør være funderet i konkrete optimeringsønsker, dvs. TCO-kriterierne skal medføre bedre valg for organisationen sammenlignet med brug af ren indkøbspris; kriterierne skal kunne håndteres af markedet; og TCO-udbud skal være mulige at implementere i organisationen.

### **3.3 Forventede ekstra omkostninger ved at anvende TCO**

Hvis en offentlig organisation ikke tidligere har gennemført et udbud med inkludering af TCO-faktorer i evalueringen, er der en risiko for, at processen vurderes at være kompleks og tidskrævende, og at organisationen kommer til at bruge mere tid på forberedelse af udbuddet og måske bliver nødt til at inddrage eksterne konsulenter.

Håndtering af følgende områder kan fx kræve ekstra ressourcer:

- Forstå metoden og planlægning af udbudsplanen med TCO
- Vurdere hvilke parametre og faktorer, der skal med i TCO, og afklare målemetoder, brugsmønstre mv.
- Afholde en særlig markedsdialog for at afklare mulige udfordringer hos leverandørerne med at levere data og informationer
- Forberede udbudsmateriale med ekstra områder for TCO, herunder udvidelse af tilbudslisten, forberedelse af evaluering med ekstra parametre mv.
- Besvare ekstra spørgsmål fra leverandørerne under tilbudsperioden
- Gennemføre en mere detaljeret tilbudsevaluering med brug af TCO-parametrene
- Medtage ekstra områder for TCO i kontrakten og evt. kontraktkrav.
- Håndtere eventuelle klagesager
- Gennemføre eventuel kontrol af overholdelse af de tilbudte omkostninger til drift, reparation, bortskaffelse mv.

Ifm. vores dialog med indkøbere har de udtrykt, at det kan kræve ekstra tid at forberede udbud med brug af TCO uden, at det har været muligt for indkøberne at kvantificere det nærmere.

Ud fra denne dialog med indkøberne og vores erfaringer med udbud i den offentlige sektor er vores vurdering, at for standard-produkter som computere og biler, der ofte bliver budt ud, vil der sjældent være behov for ekstra tidsforbrug eller inddragelse af konsulenter.

For andre produkter hvor udbudsprocessen er mere omfattende, vil inddragelse af TCO være ét enkelt område ud af de mange områder, der skal dækkes, hvor det kun vil tage lidt ekstra tid også at dække TCO-området. Organisationens egne fageksperter brugt til hjælp ved fastsættelse af TCO-faktorerne på samme måde, som de bruges til at definere behov, tekniske krav mv., dog kan dette være sværere for mindre kommuner med færre ressourcer og fagpersoner.

Der findes desuden meget TCO-erfaring hos mange offentlige organisationer, og mange udbud sker gennem indkøbsfællesskaber på tværs af kommuner og organisationer, hvor der oftest findes TCO-erfaring i disse fællesskaber.

Ift. klagesager på TCO-området er der meget få, og meget få af disse klagesager er tabt af de udbydende offentlige organisationer. Se yderligere i afsnit 3.2.2.

Overordnet set er forventningen derfor, at et TCO-udbud typisk ikke kræver ekstra omkostninger. Der kan dog alligevel være tilfælde, hvor en organisation skal bruge ekstra tid for et TCO-udbud, specielt hvis organisationen kun har lidt eller ingen erfaring. Her vil vi anbefale at starte med at vurdere muligheden for TCO på produkttyper, hvor en stor del af livscyklusomkostningerne ligger på andet end indkøbsprisen, hvorved der er større sandsynlighed for at brug af TCO i udbuddet giver en bedre totaløkonomi. Samtidigt bør det første TCO-udbud for en organisation ikke gennemføres for et meget komplekst produktområde.

### 3.4 Sikring af gennemsigtighed

Udbudskonsulenter i det offentlige er typisk meget erfarne, har gennemført mange udbud, og kender derfor vigtigheden af at sikre gennemsigtighed for alle dele af udbuddet.

Ift. TCO bør der være et specielt fokus på følgende TCO-faktorer, hvis de er inkluderet i udbudsgrundlaget:

- Ressourceforbrug under brug fx energi og vand: Her skal angives en brugsprofil og en målemetode, som forbruget angives ud fra. Fx for biler kan brugsprofilen være antal årligt kørte kilometer evt. opdelt i type kørsel, og målemetoden for forbrug kan være Worldwide Harmonised Light Vehicle Test Procedure (WLTP)<sup>9</sup>. For computere kan brugsprofilen være timer i forskellige tilstande (brug, dvale og slukket), og målemetoden for elforbrug kan angives ud fra oplysninger i EU-Kommissionens ecodesignkrav for computere<sup>10</sup>.
- Vedligeholdelse og reparation: Her skal specificeres type af vedligeholdelse og reparationer, som leverandøren skal angive oplysninger for.
- Bortskaffelsesomkostninger, slutværdi efter primær brugstid mv.: Her kan leverandøren fx bedes om at angive en pris for bortskaffelse eller en betaling for tilbagetagning.
- Levetid: Hvis leverandøren skal angive en levetid for produktet, bør det enten være gennem en måling af levetiden efter en angivet standard eller gennem en garanteret minimumslevetid. Der findes kun få produktstandarder for måling af levetiden. Et eksempel er IEC 62717 for LED-lyskilder.
- Eksterne virkninger på miljøet: Metoden til at beregne virkningen på miljøet skal angives. Fx kan leverandøren bedes om at angive drivhusgasemissionerne ud fra et produkts energiforbrug, og en oplyst CO<sub>2</sub>-faktor (kg CO<sub>2</sub>-udledning pr. forbrugt energienhed), som omregnes til en værdi ud fra en pris pr. kg CO<sub>2</sub> angivet af ordregiver. Baggrunden for CO<sub>2</sub>-faktoren og prisen pr. kg CO<sub>2</sub> skal angives.

Gennemsigtigheden kan opnås ved, at formler for beregning af TCO og de enkelte faktorer i formlerne er angivet tydeligt i udbudsmaterialet. Dertil kan vedlægges et regneark med tilbudslisten og de forskellige oplysninger tilbudsgiveren skal angive for at kunne beregne TCO. Regnearket beregner den samlede TCO.

Ved udbud af biler kan regnearket eksempelvis indeholde felter som leverandøren skal udfylde for prisen på bilen og energiforbrug ud fra angivet brugsmønster (brændstof eller el) og evt. andre TCO-faktorer. Regnearket beregner TCO, og det er muligt at se beregningen gennem formlerne. Leverandøren medsender regnearket som en del af tilbuddet.

Derudover kan de offentlige organisationer bruge Miljøstyrelsens TCO-værktøjer<sup>11</sup>, hvor beregningsmetoden og forudsætninger er grundigt forklaret. Se videre i afsnit 3.6.1.

---

<sup>9</sup> <https://www.wltp.dk/>

<sup>10</sup> [https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=uriserv:OJ.C\\_.2014.110.01.0108.01.ENG](https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=uriserv:OJ.C_.2014.110.01.0108.01.ENG)

<sup>11</sup> <https://csr-indkob.dk/tco-vaerktoejer/>

### **3.5 Håndtering af risiko for højere omkostninger i drifts- og affaldsfasen**

De reelle omkostninger i drifts- og affaldsfasen som en ordregiver oplever, efter et produkt er taget i brug, kan afvige fra, hvad der er angivet af leverandøren under tilbudsgivningen. Fx ift. energiomkostninger i driftsfasen vil det ofte være tilfældet, fordi brugsmønsteret og andre forhold under brugen er forskellige fra de standardforhold, som var gældende ved måling af produktets energiforbrug. Det kan fx være en bils energiforbrug, der er højere, fordi bilen bliver kørt og brugt anderledes end angivet i målestandarden.

Ift. affaldsfasen eller efterbrugsfasen kan det ske, at der er kommet en ændring i afgiftsniveauet for affaldet eller, at en tilbagekøbsaftale udløser mindre betaling, fordi produkter er mere nedslidt end forudsat i kontrakten.

Disse situationer kan håndteres ved, at ordregiver kender de standardforhold, som er gældende for angivelse af produktets data, omkostninger mv. og ved hvordan ordregivers specifikke brugsforhold afviger fra disse standardforhold. Ordregiver vil derfor på forhånd vide, at de reelle omkostninger kan være anderledes end angivet ved tilbudsgivningen.

Derudover er der mulighed for, at leverandøren bevidst eller ubevidst har angivet for lave omkostninger ved tilbudsgivningen. Dette skal håndteres på samme måde, som hvis andre egenskaber ved produktet ikke overholder udbudskravene. Der kan fx være bodsbestemmelser i kontrakten. Det kræver dog, at ordregiver kan verificere, at et produkts driftsomkostninger er højere end angivet ved tilbudsgivningen fx gennem en laboratorietest.

Endelig kan nogle TCO-faktorer håndteres gennem garantier. Dette gælder blandt andet for levetider, som er en vigtig faktor, da dette projekt har vist, at lang levetid af produkter er afgørende for at mindske udledningen af klimagasser og sikring af den samfundsøkonomisk set bedste løsning. En udfordring for levetider er dog, at der kun findes test af levetider for meget få produkter, så for alle andre produkter, kan den offentlige organisation ikke få en testrapport eller lignende som bevis for en oplyst levetid i tilbuddet. Derimod kan leverandøren godt oplyse en mindste levetid for deres produkter, hvilket betyder, at hvis produktet efter levering ikke har den oplyste levetid, skal leverandøren udbedre fejlen. Dette svarer til en garanti for produktet.

Det gør det muligt for den offentlige ordregiver at sætte et mindstekrav til levetiden eller et tildelingskriterium for levetiden, dvs. hvor tilbudte produkter får højere point ved længere levetid. Et konkret eksempel er et udbud af affaldsbeholdere, hvor der er et mindstekrav for levetiden og tildelingskriterium for længere levetid. Hvis affaldsbeholdere går i stykker før angivet levetid, skal leverandøren udskifte disse som en del af reklamationsretten. For at være sikker på, at leverandøren kan opfylde denne forpligtelse, er det muligt at indbygge en sikkerhedsstillelse i form af en anfordringsgaranti.

### **3.6 Screening af eksisterende TCO-beregningsværktøjer**

Vi har foretaget en screening af eksisterende TCO-beregningsværktøjer for at undersøge, hvilke værktøjer der allerede er tilgængelige, hvor brugervenlige de er, og om de danske værktøjer har væsentlige mangler i forhold til udenlandske værktøjer.

#### **3.6.1 Danske værktøjer**

Der findes allerede en række danske TCO-beregningsværktøjer udviklet for Miljøstyrelsen, der gør det muligt at beregne, et produkts samlede omkostninger i hele produktets livscyklus.

Samlet er der indtil videre udviklet TCO-beregningsværktøjer for 13 produktområder, som kan ses på hjemmesiden "Den Ansvarlige Indkøber"<sup>12</sup>.

Disse værktøjer består af en pdf-vejledning til indkøberne og et regneark for hvert produktområde. Regnearkene beregner TCO ud fra de væsentligste omkostningsparametre, der skal tages med, når tilbud fra leverandøren skal vurderes. Omkostningsparametrene er de klassiske i forhold til TCO som fx produktets elforbrug, udgifter til vedligeholdelse og service og indkøbsprisen. Alle de tilgængelige værktøjer blev udviklet i tæt samarbejde med de relevante brancher, hvilket har sikret, at de eksisterende parametre er målbare og de foreslåede standarder er relevante.

De fleste produkter er inden for it-området. Det betyder, at der kan være behov for værktøjer på andre områder. Derudover bør det vurderes, om der er behov for at tilføje flere parametre i takt med, at eksterne virkninger på miljøet inkluderes i udbud, at cirkulære forretningsmodeller bliver mere udbredte og at der er et øget fokus på ressourceeffektivitet.

De eksisterende værktøjer fokuserer på indkøbspris og energiforbrug, men CO<sub>2</sub>-udledning i brugsfasen er indirekte inkluderet, da et lavere energiforbrug vil medføre en lavere CO<sub>2</sub>-udledning. Det er dog ikke muligt at se, hvad energibesparelsen reelt betyder i forhold til CO<sub>2</sub>-udledningen.

I tabel 2 vises de parametre, der er inkluderet i de danske TCO-beregningsværktøjer.

**TABEL 2.** Oversigt over parametre i TCO-værktøjerne udviklet for Miljøstyrelsen.

Værktøj	Kort beskrivelse	Produktområder	Økonomiparametre	Miljøparametre
Miljøstyrelsens TCO-værktøjer <sup>13</sup>	Simpelt værktøj, der inkluderer de mest gængse udgiftsposter for en række produkter. Energiforbruget beregnes ud fra indtastet data (watt-tal som kan måles)	Computere Skærme Multifunktionsmaskiner (kopi og print) Mindre netværksudstyr Større netværksudstyr Servere Storage udstyr UPS (Uninterruptible Power Supply) Projektører Selvbetjeningsmaskiner (herunder kaffemaskiner) Belysning Skylletoiletter Køle/fryseskabe (til store køkkener/professionel brug)	Indkøb, driftsomkostninger, pris på serviceaftaler	Ingen miljøparametre inkluderet

Værktøjerne fokuserer i høj grad på værdier, som kan verificeres gennem standardiserede testmetoder. Dette sikrer, at produkterne konkurrerer på lige vilkår. Denne forudsætning er selvfølgelig vigtig at bibeholde, men den besværliggør samtidig udviklingen af et mere generelt

<sup>12</sup> <https://csr-indkob.dk/tco-vaerktoejer/>

<sup>13</sup> Værktøjet er tilgængelig her: <https://mst.dk/erhverv/groen-virksomhed/groenne-offentlige-myndigheder/groenne-indkoeb/totalomkostninger/>

værktøj. I det nuværende beregningsværktøj beskrives i vejledningerne, hvilke målemetoder man bør anvende for det specifikke produktområde. Beregningerne i værktøjerne er forholdsvis simple, hvilket også vurderes at være en fordel, da det muliggør større forståelse og gennemsigtighed.

Der er dog nogle klare begrænsninger i de nuværende værktøjer, som relaterer sig til cirkulær økonomi og klimabelastning, da de økonomiske parametre, der er inkluderet i værktøjet, kun relaterer sig til indkøb, driftsomkostninger og pris på serviceaftaler. Derfor mangler der muligheder som fx leasing for computere, eller en værdi af produktet, når det bortskaffes. Desuden mangler de nuværende værktøjer at inkludere klimabelastning af produkternes fremstilling og bortskaffelse. Afhængig af de produkter, der medtages i nye værktøjer, er det relevant at undersøge, hvilke forretningsmodeller værktøjerne fremover skal kunne håndtere, og hvilke miljøindikatorer, man bør anvende.

Flere af de offentlige indkøbere har selv udviklet Excel-værktøjer blandt andet baseret på beregningerne i Miljøstyrelsens værktøjer. Mange deler deres værktøjer med andre offentlige indkøbere. Det kan derfor overvejes, om der ud over udviklingen af nye værktøjer også bør gøres en indsats for at samle de selvudviklede beregningsværktøjer og gøre dem tilgængelige fra en fælles platform.

### **3.6.2 Udenlandske værktøjer**

Ud over de danske værktøjer findes der også en række udenlandske TCO-værktøjer. SPP-regions<sup>14</sup> (Regional Networks for Sustainable Procurement) har lavet en oversigt<sup>15</sup> over en del af disse værktøjer. På baggrund af oversigten er værktøjerne blevet screenet for produktkategorier, økonomiparametre og miljøparametre. Tabel 3 viser resultatet af screeningen. Det skal bemærkes, at oversigten fra SPP-regions indeholder henvisninger til flere TCO-værktøjer end medtaget i tabellen, men nogle af disse er ikke længere tilgængelige eller vurderes ikke at være relevante i denne screening.

---

<sup>14</sup> <https://spregions.eu>

<sup>15</sup> [http://www.spregions.eu/fileadmin/user\\_upload/Life\\_Cycle\\_Costing\\_SoA\\_Report.pdf#page=38&zoom=100,0,126](http://www.spregions.eu/fileadmin/user_upload/Life_Cycle_Costing_SoA_Report.pdf#page=38&zoom=100,0,126)

**TABEL 3.** Resultat af screening af udenlandske TCO-værktøjer.

Værktøj	Kort beskrivelse	Produktområder	Økonomiparametre	Miljøparametre
Tyskland – SMART-SPP EU project LCC and CO <sub>2</sub> tool and user guide. <sup>16</sup>	Et værktøj der i princippet kan bruges til alle produkter. TCO beregnes ud fra data om: Indkøbspris, driftsomkostninger, inflation, diskonteringsrente, levetid, udgifter/indtægt i forbindelse med bortskaffelse osv.	Alle energiforbrugende produkter, transport osv., hvilket vurderes at komplicere brugen af værktøjet	Indkøb, driftsomkostninger, pris på serviceaftaler, omkostninger i forbindelse med reparation og værdi/omkostning ved end-of-life (EOL)	I værktøjet kan man også indtaste data om udledninger/miljødata, men værktøjet beregner ikke selv miljøpåvirkningen af produktet/forbruget. De anbefaler, at man baserer data på pålidelige LCAtal.
Tyskland – German Federal Environment Agency (UBA) Excel tool. <sup>17</sup>	Minder om det danske værktøj, men lidt mere detaljeret på nogle punkter. Derudover kan man inkludere CO <sub>2</sub> i beregningerne.	Computere Multifunktionsmaskiner Monitører Datacentre Gulvbelægning Køleskabe Opvaskemaskiner	Indkøb, driftsomkostninger og pris på serviceaftaler	CO <sub>2</sub>
Tyskland – Calculating LIFE-CYCLE COST for clean vehicles directive <sup>18</sup>	Beregningsværktøj til af indkøb og leasing af biler med forskellig drivkraft. Der regnes også på en evt. udskiftning af batterier osv. I dette værktøj er det også muligt at værdisætte CO <sub>2</sub> .	TCO/LCC for biler	Indkøb, driftsomkostninger, pris på serviceaftaler og omkostninger i forbindelse med udskiftning af batterier	Det er muligt at regne på flere forskellige faktorer fx CO <sub>2</sub> , NO <sub>x</sub> og SO <sub>2</sub>
Sverige – Swedish Environmental Management Council (SEMCO), currently The National Agency for Public Procurement, Excel tools. <sup>19</sup>	Minder om det danske værktøj, men lidt mere detaljeret på nogle punkter. Derudover kan man inkludere CO <sub>2</sub> i beregningerne og værdi ved EOL	Der er et generelt værktøj til at dække diverse produkter, men der er også specialiserede værktøjer som: Professionelle køkkener (køleskabe og fryser), husholdningsapparater, indendørs og udendørs belysning, køretøjer, automater (kaffe)	Indkøb, driftsomkostninger, pris på serviceaftaler og værdi/omkostninger EOL	CO <sub>2</sub>

<sup>16</sup> Værktøjet er tilgængelig her: <http://www.smart-spp.eu/index.php?id=6988>

<sup>17</sup> Værktøjet er tilgængelig her: <https://www.umweltbundesamt.de/en/topics/economics-consumption/green-procurement/life-cycle-costing>

<sup>18</sup> <http://www.clean-fleets.eu/publications/>

Flere af de screenede værktøjer har ligheder med de danske værktøjer i forhold til opbygning og de inkluderede parametre. At værktøjerne har flere ligheder, kan være en indikation på, at de nuværende beregningsværktøjer inkluderer de mest relevante aspekter, og der er bred enighed om, at parametrene er relevante.

Forskelle mellem de udenlandske og danske værktøjer er hovedsageligt:

- **Produktområder:** Der indgår andre produktområder i de udenlandske værktøjer. Hvor de danske værktøjer i høj grad fokuserer på it-udstyr, fokuserer de udenlandske værktøjer også på husholdningsapparater og køretøjer. Derudover er der flere generelle værktøjer, som ikke er målrettet en specifik produktkategori, men som kan anvendes på tværs af produkter.
- **Økonomiparametre:** Nogle værktøjer tilbyder muligheden for at kunne indtaste mere specifikke oplysninger om vedligehold af produkterne, hvilket inkluderer brugen af reservedele eller fx udskiftning af batterier i elbiler. Derudover giver flere værktøjer også mulighed for at indtaste værdi og/eller omkostninger, når produkterne udskiftes. Det bør også bemærkes, at nogle af værktøjerne giver mulighed for at indtaste flere specifikke værdier for fx forsikringspris og tid, der bruges i forbindelse med håndtering af produkterne.
- **Miljøparametre:** I forhold til miljøparametre er der stor forskel på, hvad der er muligt. Nogle værktøjer inkluderer fx klimabelastningen i form af CO<sub>2</sub>, mens andre værktøjer også inkluderer muligheden for at beregne NO<sub>x</sub> og SO<sub>2</sub> (værktøjet for biler). Et enkelt værktøj giver også mulighed for at indtaste miljødata, men angiver samtidig, at data bør baseres på pålidelige LCA-data. Den parameter, der ofte inkluderes, er CO<sub>2</sub>-emissioner ifm. brugen af produkterne.
- **Brugervenlighed:** Brugervenligheden er baseret på en subjektiv vurdering, hvor det generelt vurderes, at de simple værktøjer er mere brugervenlige, da brugeren stilles over for færre valg og de er nemmere at overskue. Specielt i forhold til miljøindikatorer kan kompleksiteten stige. Det første værktøj nævnt i tabellen løser dette ved blot at henvise til, at data skal hentes fra pålidelige databaser og LCA-tal. Derudover vurderes de generelle TCO-værktøjer (som kan bruges til flere produktgrupper) mindre brugervenlige, da der kan opstå tvivl om, hvilke data man skal indtaste.

Konklusionen er, at værktøjerne delvist overlapper de danske værktøjer i metode og produkttyper, delvist har mulighed for at inkludere ekstra økonomi- og miljøparametre og benytte dem til andre produkttyper. Vi vurderer, at for de fleste indkøbere vil det være besværligt at benytte de udenlandske værktøjer, da det kræver ekstra ressourcer for at sætte sig ind i dem, og fordi en del af dem kræver, at brugeren selv indtaster grunddata fx miljødata. Det kan dog anbefales at blive inspireret af værktøjerne ved videreudvikling af de danske værktøjer.

---

<sup>19</sup> Værktøjet er tilgængelig her: <https://www.upphandlingsmyndigheten.se/en/subject-areas/lcc-tools/>

# 4. Analysemetode og valg af produktgrupper

## 4.1 Analysemetode

### 4.1.1 Overordnede metode og tilgang

Analysemetoden og valg af produktgrupper til analyse har taget udgangspunkt i Miljøstyrelsens formål om at få udarbejdet en analyse af, for hvilke produktgrupper det kan være hensigtsmæssigt, at det offentlige i højere grad anvender TCO-beregninger i tildelingskriteriet med udgangspunkt i regneeksempler og faktiske udbud.

Miljøstyrelsen har angivet, at analyserne skal baseres på fire økonomiske beregningsniveauer for udbud af udvalgte produktgrupper, som dækker området fra ren indkøbspris til en TCO med inddragelse af værdisætning af eksterne virkninger på miljøet. For disse fire beregningsniveauer har vi udviklet en detaljeret beregningsmodel med udgangspunkt i metoderne anvendt i Miljøstyrelsens TCO-værktøjer beskrevet i afsnit 3.6.1.

Parallelt med dette har vi analyseret mulige produkttyper til analyserne ud fra indkøbsvolumen for det offentlige, skøn over miljøindvirkning af produkterne og input fra indkøbere.

En stor del af arbejdet har derefter bestået af at indsamle og analysere tal for de overordnede økonomiske parametre (energi- og vandpriser, værdisætning af miljøparametre, kalkulationsrente mv.) og de specifikke forudsætninger for analyse af indkøb af de udvalgte produkttyper (produktvariationer, forretningsmodeller, indkøbspriser, brugsmønstre, ressourceforbrug, bortskaffelse mv.)

Alle produktberegninger er sket med udgangspunkt i indkøb i en kommune af en gennemsnitlig størrelse. Resultaterne skal derfor ses som et beregningseksempel for denne størrelse enhed.

Ift. data for priser, brugsmønstre, produktvariationer mv. har tilgangen været at analysere konkrete indkøb i det offentlige og tage udgangspunkt i konkrete produkter på markedet. Vi har derfor haft tæt kontakt med offentlige indkøbere og leverandører til det offentlige og har fået en del data og oplysninger herfra. Mange af disse data er fortrolige, og vi har derfor vurderet data fra flere kilder og brugt gennemsnitstal. Vi har så vidt muligt brugt data for typiske indkøb, så resultaterne kan være bredt dækkende, men resultaterne afhænger naturligvis af de konkrete produkter og produkttyper.

Vi gennemgår i det følgende de detaljerede forudsætninger.

### 4.1.2 Økonomiske beregningsniveauer

De fire økonomiske beregningsniveauer er vist i tabel 4.



**TABEL 4.** Økonomiske beregningsniveauer.

Produktområder	Elementer i beregning	Økonomisk niveau
Indkøbspris	Indkøbspris	Virksomhedsøkonomi
Traditionel TCO	Indkøbspris, driftsomkostninger, bortskaffelsesomkostninger	Virksomhedsøkonomi
Reduceret miljø-TCO	Indkøbspris, driftsomkostninger, bortskaffelsesomkostninger, miljøparametre (fx CO <sub>2</sub> -emissioner, materialeforbrug, energiforbrug ved produktion)	Samfundsøkonomi
Fuld miljø-TCO	Indkøbspris, driftsomkostninger, bortskaffelsesomkostninger, affaldshåndtering, videresalg, miljøparametre (fx CO <sub>2</sub> -emissioner, materialeforbrug, energiforbrug ved produktion)	Samfundsøkonomi

Alle fire modeller for økonomisk evaluering af et udbud er inden for omfanget af udbudsloven. Reduceret og fuld miljø-TCO beregnes som samfundsøkonomi ved, at miljøparametrene værdisættes som angivet i udbudsloven, se tidligere afsnit. Dette er specielt relevant ved offentlige indkøb, da den miljømæssige indvirkning af produktion og brug af de udbudte produkter bliver en omkostning for samfundet ift. foranstaltninger for klimatilpasning.

I de følgende afsnit gennemgår vi metode og forudsætninger for miljøberegningerne og for de økonomiske analyser. I den efterfølgende analyse af de udvalgte produktgrupper suppleres med forudsætningerne for hvert produkt, som tillige er uddybet i bilag 1 og bilag 2.

### 4.1.3 Forudsætninger for miljøberegninger

Alle miljøberegningerne foretages i EcoReport Tool efter MEErP metoden<sup>20</sup> (Methodology for the Ecodesign of Energy-related Products), hvilket også anvendes til at vurdere miljøbelastningen i ecodesign og energimærkningsstudier for EU-Kommissionen. Miljøberegningerne tager udgangspunkt i produkternes livscyklus, hvilket betyder, at følgende livscyklusfaser er inkluderet i beregningerne:

- Udvinning af materialer – Miljøpåvirkningerne ved at udvinde de råmaterialer, der anvendes
- Produktion af materialer og produkter – Miljøpåvirkningerne er forbundet ved forarbejdning af materialerne og produktionen af færdige produkter
- Brug – Miljøpåvirkningerne ved at bruge produktet. Her er det i form af elforbrug, vandforbrug og benzinforbrug. Derudover er det i denne del af livscyklus et evt. forbrug af reservedele tilskrives
- Genbrug og genanvendelse – Her krediteres de materialer der enten genbruges, genanvendes eller energiudnyttes.
- Bortskaffelse – Inklusive indsamling og behandling af udtjente produkter fx afbrænding eller deponi

En vigtig del af miljøberegningerne er således at indsamle data om de materialer, der indgår i de forskellige produkter, hvilket blandt andet sker på basis af ecodesign-studier og gennem dialog med leverandører. For flere af produkterne er der ikke forskel på materialesammensætningen for de forskellige oplyste alternativer, da det fx ikke har været muligt at fastlægge, hvorvidt en mere effektiv vaskemaskine har en anderledes materialesammensætning end en

<sup>20</sup> [https://ec.europa.eu/growth/industry/sustainability/ecodesign\\_en](https://ec.europa.eu/growth/industry/sustainability/ecodesign_en)

traditionel vaskemaskine. Alligevel inkluderes materiafasen og produktionen, da resultatet viser, hvilken del af livscyklus, der har de største miljøpåvirkninger.

Derudover er der forskelle på levetiderne for flere af de forskellige løsninger. Når levetiden ændres, så ændres det antal år, miljøbelastningen spredes ud over. Det vil sige, at et produkt med længere levetid antages at have en lavere årlig miljøbelastning, når produkterne ellers er sammenlignelige. For produkter med åbenlyse forskelle i materialesammensætningen som fx elbiler og benzinbiler, inkluderes disse forskelle i analysen.

I brugsfasen er det hovedsageligt udledninger, der stammer fra forbrug af enten el, benzin eller vand. Hvor mange gram CO<sub>2</sub> der udledes i forbindelse med forbrug af el, vil blive reduceret i Danmark i de kommende år, hvilket betyder, at for de produkter hvor fx elforbrug og benzinforbrug sammenlignes, vil resultaterne i løbet af få år ændre sig til fordel for elbilen, da udledningen ved benzinforbrug er uændret. Dog kan effektiviteten af benzinbilen selvfølgelig også forbedres. Men i brugsfasen er udledningerne i forbindelse med forbrug af vand og benzin faste, mens udledningen for el er reduceret. Reduktionen i udledningen er baseret på fremskrivninger fra Energistyrelsen<sup>21</sup>. Se endvidere tabel 5.

**TABEL 5.** Estimerede udledninger i forbindelse med elforbrug fra år 2020 til 2040.

	2020	2025	2030	2035	2040
CO <sub>2</sub> -eq g/MWh	130494	65579	15878	13219	12751
SO <sub>2</sub> -eq g/MWh	72	47	28	23	21
PM <sub>2,5</sub> g/MWh	0,9	0,7	0,4	0,2	0,2

I forbindelse med bortskaffelse bruges der en mindre mængde energi på indsamling og processing af de forskellige produkter, men denne påvirkning er relativt lille i forhold til de andre udledninger og de udledninger, der kan krediteres ved genanvendelse, genbrug eller energiuudnyttelse. Med hensyn til hvor stor en andel af produkterne der genanvendes, benytter vi her de samme forudsætninger, der anvendes i forbindelse med ecodesign og energimærkningsstudier for EU-Kommissionen, og som er nærmere beskrevet i MEErP metoden<sup>22</sup>. Overordnet bestemmes genanvendelsesprocenten af de materialer, der indgår i produktet. For produkter hvor der indgår store mængder jern, vil genanvendelsesprocenten være høj, mens det er mindre udbredt at genanvende plast.

En stor del af de miljøpåvirkninger, der beregnes i EcoReport Tool, præsenteres i bilag 2. De miljøindikatorer, der fremgår af bilaget er:

- Total energi (GER) [MJ]
- Drivhusgasser i GWP100 [kg CO<sub>2</sub> eq.]
- Forsuring, emissioner [g SO<sub>2</sub> eq.]
- Flygtige organiske forbindelser (VOC) [g]
- Persistente organiske miljøgifte (POP) [ng i-Teq]
- Tungmetaller [mg Ni eq]
- PAH'er [mg Ni eq.]
- Partikelmateriale (PM, støv) [g]

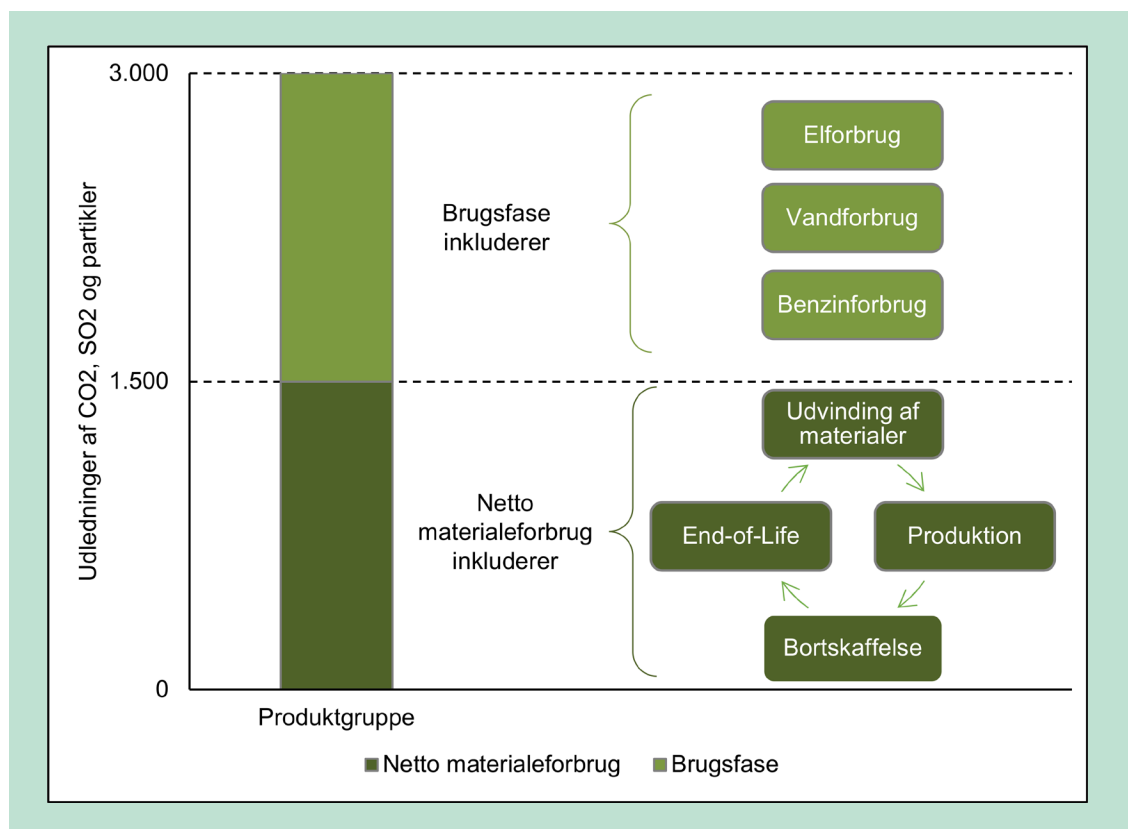
<sup>21</sup> [https://ens.dk/sites/ens.dk/files/Analyser/samfundsøkonomiske\\_beregningsforudsætninger\\_for\\_energipriser\\_og\\_emissioner\\_2019.pdf](https://ens.dk/sites/ens.dk/files/Analyser/samfundsøkonomiske_beregningsforudsætninger_for_energipriser_og_emissioner_2019.pdf)

<sup>22</sup> [https://ec.europa.eu/growth/industry/sustainability/ecodesign\\_en](https://ec.europa.eu/growth/industry/sustainability/ecodesign_en)

I rapportens resultatafsnit har vi begrænset præsentationen til CO<sub>2</sub>, SO<sub>2</sub> og partikler for værdisætningen. Dette hænger sammen med den vægtning, der benyttes i forbindelse med PEF<sup>23</sup> (Product Environmental Footprint). Hvis man følger denne beregningsmetode, er vægtningsfaktorerne for CO<sub>2</sub>, partikler og SO<sub>2</sub> blandt de højeste og dermed de udledninger, der vurderes at være vigtigst<sup>24</sup>.

I forhold til miljø- og sundhedsskadelige stoffer, er det ikke alle typer stoffer, der indgår i den anvendte LCA-metode. Af stoffer som ikke indgår i analysen, findes blandt andet halogene-rede flammehæmmere, der fx anvendes i bærbare computere. For at undgå en række af disse miljø- og sundhedsskadelige stoffer kan man med fordel også stille krav til miljømærker, som Svanemærket og EU-Blomsten.

I resultatafsnittet er udledningerne fordelt på henholdsvis brugsfasen og materialefase (netto). Brugsfasen inkluderer således forbrug af el, vand og benzin, mens materialefase inkluderer materialets livscyklus fra udvinding af råmaterialerne til produktets end-of-life inkl. evt. genanvendelse af materialerne. I figur 4 er det visuelt præsenteret, hvad der er inkluderet i figurerne.



**FIGUR 4.** Visuel præsentation af livcyklusfaser inkluderet i miljøberegningerne.

#### Forudsætninger for de økonomiske analyser

Der er i analysen sondret mellem de samfundsøkonomiske omkostninger og de direkte omkostninger for den offentlige enhed, dvs. selskabsøkonomien.

<sup>23</sup> [https://ec.europa.eu/environment/eussd/smgp/documents/2018\\_JRC\\_Weighting\\_EF.pdf](https://ec.europa.eu/environment/eussd/smgp/documents/2018_JRC_Weighting_EF.pdf)

<sup>24</sup> I forbindelse med vægtning af resultater, der skal resultaterne først karakteriseres og normaliseres inden de vægtes

#### 4.1.3.1 Indkøbspriser

Indkøbspriserne er generelt fastsat ud fra, at de repræsenterer de priser, som offentlige indkøbere kan forvente at købe produkterne til. Dette er detaljeret i analysen af de udvalgte produktgrupper.

#### 4.1.3.2 Forudsætninger for de samfundsøkonomiske analyser

I de samfundsøkonomiske analyser tages højde for, at mange aktører og sektorer kan blive påvirket af fremstillingen og brugen af et produkt. Hvis energi- og produktafgifterne ikke afspejler de politiske hensyn<sup>25</sup>, er den samfundsøkonomisk "sande pris" på produktet ikke lig med markedsprisen (dvs. faktorprisen plus afgifter mv.), som kommunen eller en anden offentlig organisation i praksis betaler for produktet.

Et vigtigt element i den samfundsøkonomiske analyse er derfor værdisætning af afledte effekter herunder de marginale klima- og miljøeffekter (eksternalitetsvirkninger). Værdisætningen kan fx tage udgangspunkt i en omkostningsbaseret metode, hvor der fokuseres på de afholdte omkostninger ved den eksterne effekt, fx omkostninger til udbedring af skader og initiativer, der afhjælper problemer forbundet med eksternaliteten.

Omregning af udledninger (som beregnes i vægtenheder) til samfundsøkonomiske omkostninger (som beregnes i kr.) foretages ud fra skadesomkostningerne, som danske udledninger medfører i Danmark og evt. også i udlandet. Der er i analysen identificeret tre samfundsøkonomisk vigtige udledninger: CO<sub>2</sub> (carbondioxid), SO<sub>2</sub> (svovldioxid) og PM<sub>2,5</sub> (partikler)

Ifølge Energistyrelsen indebærer Danmarks klimaforpligtelse, at den anbefalede omkostning for ændret CO<sub>2</sub>-udledning inden for kvotesektoren og i høj grad også uden for kvotesektoren vil være lig den marginale reduktionsomkostning for CO<sub>2</sub> svarende til CO<sub>2</sub>-kvoteprisen. Energistyrelsen vurderer imidlertid også, at der er generelt stor usikkerhed omkring kvoteprisen, og at kvoteprisen i praksis udgør et nedre skøn for den samfundsøkonomiske CO<sub>2</sub>-pris<sup>26</sup>. Kvoteprisen for 2020 er forventet at være ca. 200 kr./ton CO<sub>2</sub>. På baggrund af, at udbudsloven som angivet i afsnit 3.2.1 tillader at medtage omkostninger, der kan henføres til eksterne virkninger på miljøet, fx forbundet med drivhusgasemissioner, har projektteamet for CO<sub>2</sub> derfor valgt at tage udgangspunkt i et omfattende tysk studie gennemført af den tyske føderale miljøstyrelse af de skadesomkostninger, som udledningen af CO<sub>2</sub>-medfører globalt<sup>27</sup>. Denne pris ligger på ca. 5000 kr./ton CO<sub>2</sub>, dvs. ca. 25 gange så høj som kvoteprisen. Denne pris ligger i samme størrelsesorden som den pris Trafikverket i Sverige<sup>28</sup> har besluttet at bruge for fremtidige analyser i Sverige, nemlig 4900 kr./ton<sup>29</sup> (danske kroner).

SO<sub>2</sub>- og PM<sub>2,5</sub>-emissioner udgør luftemissioner med negative effekter for både borgere i Danmark og i nabolandene. Skadesomkostningerne følger de miljøøkonomiske beregningspriser, som er blevet opgjort af Miljø- og Fødevareministeriet.

Se den resulterende værdisætning i tabellen herunder.

---

<sup>25</sup> Lokale, nationale eller globale hensyn

<sup>26</sup> Energistyrelsen (2019): "Samfundsøkonomiske beregningsforudsætninger for energipriser og emissioner"

<sup>27</sup> Umwelt Bundesamt (2019): Methodological Convention 3.0 for the Assessment of Environmental Costs

<sup>28</sup> Den svenske offentlige transportstyrelse ansvarlig for planlægning af infrastruktur for vejtrafik, jernbane, skibstrafik og flytrafik mv.

<sup>29</sup> Mangedobling af CO<sub>2</sub>-pris skal gøre trafikken grønnere. Artikel fra Mobility Tech, 27. februar 2020

**TABEL 6. Værdisætning af emissioner**

År	CO <sub>2</sub> kr./ton	SO <sub>2</sub> kr./kg	PM <sub>2,5</sub> kr./kg
2020	5.041	574,9	470,5
2021	5.058	574,9	470,5
2022	5.075	574,9	470,5
2023	5.091	574,9	470,5
2024	5.108	574,9	470,5
2025	5.124	574,9	470,5
2026	5.141	574,9	470,5
2027	5.158	574,9	470,5
2028	5.174	574,9	470,5
2029	5.191	574,9	470,5
2030	5.208	574,9	470,5
2031	5.231	574,9	470,5
2032	5.254	574,9	470,5
2033	5.278	574,9	470,5
2034	5.301	574,9	470,5
2035	5.324	574,9	470,5
2036	5.348	574,9	470,5
2037	5.371	574,9	470,5
2038	5.394	574,9	470,5
2039	5.418	574,9	470,5
2040	5.441	574,9	470,5

Kilde: Baseret på Energistyrelsen (2019): "Samfundsøkonomiske beregningsforudsætninger for energipriser og emissioner", Miljø- og Fødevarerministeriet (2018): "Miljøøkonomiske beregningspriser for emissioner 2.0" og Umwelt Bundesamt (2019): "Methodological Convention 3.0 for the Assessment of Environmental Costs"

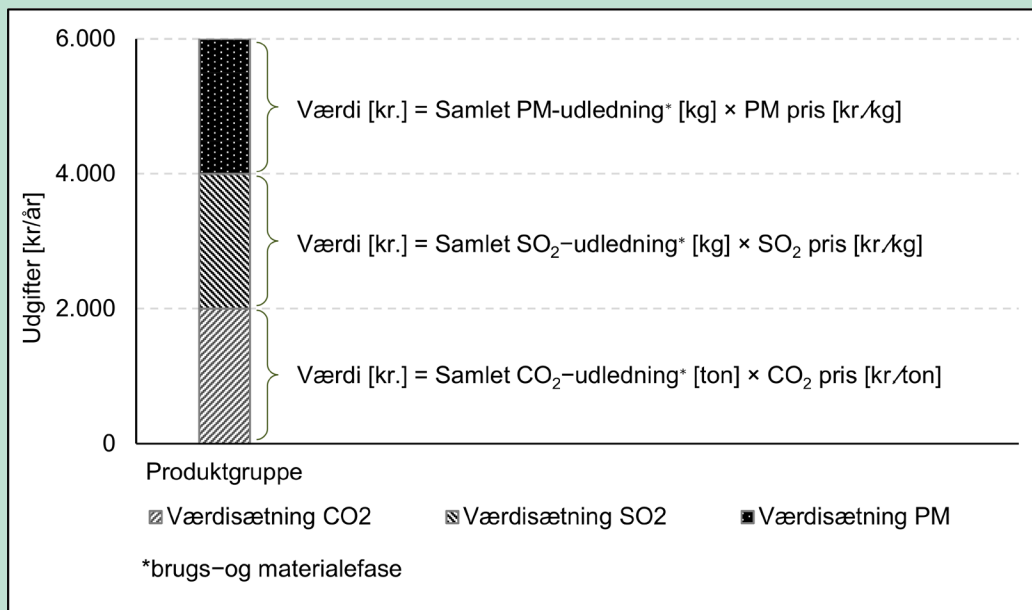
I den samfundsøkonomiske analyse er det bl.a. indregnet, at elforbrugets eksternalitetsvirkninger reduceres ved en stigende integration af vedvarende energi i energisystemet, se tabellen herefter.

**TABEL 7. Emissionskoefficienter for el**

	<b>CO<sub>2</sub></b> <b>Kg/MWh</b>	<b>SO<sub>2</sub></b> <b>g/MWh</b>	<b>PM<sub>2,5</sub></b> <b>g/MWh</b>
2020	130	72	0,9
2021	89	61	0,8
2022	79	56	0,8
2023	71	52	0,7
2024	67	49	0,7
2025	66	47	0,7
2026	49	41	0,6
2027	44	39	0,5
2028	41	37	0,5
2029	18	31	0,4
2030	16	28	0,4
2031	15	27	0,3
2032	14	25	0,3
2033	14	24	0,3
2034	14	24	0,2
2035	13	23	0,2
2036	13	22	0,2
2037	13	22	0,2
2038	13	22	0,2
2039	13	21	0,2
2040	13	21	0,2

Kilde: Energistyrelsen (2019): "Samfundsøkonomiske beregningsforudsætninger for energipriser og emissioner"

I figur 5 er det vist, hvordan værdien af CO<sub>2</sub>, SO<sub>2</sub> og partikler beregnes.



**FIGUR 5.** Oversigt over, hvordan værdien af CO<sub>2</sub>, SO<sub>2</sub> og partikler beregnes.

I en samfundsøkonomisk analyse sammenlignes samfundets betalingsvillighed med omkostningerne, og det er samfundsøkonomisk hensigtsmæssigt at købe et produkt, hvis betalingsvilligheden er højere end omkostningerne. Samfundets betalingsvillighed regnes typisk i markedspriser, mens de samfundsøkonomiske omkostninger for CO<sub>2</sub>-emissioner, drift- og vedligehold m.v. i udgangspunktet er opgjort i faktorpriser (dvs. ekskl. afgifter og skatter). Der ganges typisk en nettoafgiftsfaktor på faktorpriserne, så der regnes i markedspriser. Indregning af nettoafgiftsfaktoren vanskeliggør imidlertid sammenligning med selskabsøkonomien og komplicerer desuden beregningerne. Nettoafgiftsfaktoren er derfor ikke indregnet i analysen i dette projekt<sup>30</sup>.

Skatteforvridning er en samfundsøkonomisk omkostning, som opstår som følge af, at en reduktion i statens nettoprovenu (herunder provenuet fra afgifter) typisk finansieres ved en forvridende skattestigning i bredt baserede skatter på forbrug og arbejdsindkomst. Der er i den samfundsøkonomiske analyse valgt ikke at indregne forvridningstab, som skyldes tilskuds- og afgiftsbetalingerne knyttet til de forskellige produkter, da forvridningstabene ofte har begrænset indvirkning på det samfundsøkonomiske resultat og i praksis er behæftet med usikkerhed.

Omkostningerne i de enkelte år tilbagediskonteres til en nutidsværdi (samlet) og en nutidsværdi pr. år. Diskontering er et centralt element i en samfundsøkonomisk analyse, da det muliggør sammenligning af nutidige og fremtidige værdier. Den vægt, som anvendes til at tilbagediskontere fremtidige værdier til nutidsværdier, er den samfundsøkonomiske diskonteringsrente også kaldet kalkulationsrenten. Den er i beregningerne fastlagt til 4 %, og den afspejler det tabte samfundsøkonomiske afkast, som ressourcerne anvendt til at købe produktet, alternativt kunne skabe i andre dele af samfundet, fx inden for transport- eller sundhedssektoren m.v. Kalkulationsrenten følger Finansministeriets vejledning<sup>31</sup>.

<sup>30</sup> Energistyrelsen (2019): "Samfundsøkonomiske beregningsforudsætninger for energipriser og emissioner"

<sup>31</sup> Finansministeriet (2018): "Den samfundsøkonomiske diskonteringsrente"

Den samlede TCO-pris (på de fire beregningsniveauer) fordeles over produktets anvendelsesperiode, dvs. vi beregner og sammenligner den årlige udgift ved købet. Dette betyder, at man kan vurdere de økonomiske konsekvenser for produkter med forskellige levetider.

#### 4.1.3.3 Forudsætninger for de selskabsøkonomiske analyser

I de selskabsøkonomiske analyser (dvs. for den enkelte offentlige enhed) indregnes de faktiske direkte omkostninger, som er forbundet ved at købe og anvende et produkt i enheden. Det vil sige, at omkostningerne afspejler markedspriser, som afhængig af de politiske præferencer ikke nødvendigvis er lig med eksternaliteterne forbundet ved produktet.

Ligesom for samfundsøkonomi tilbagediskonteres der, og der beregnes nutidsværdi (samlet) og en nutidsværdi pr. år. Diskonteringsfaktoren svarer til renten på et 20-årigt fastforrentet lån i Kommune Kredit, som d. 2. april 2019 udgjorde 0,82 % per år<sup>32</sup>.

## 4.2 Udvælgelse af produktgrupper

Vi har valgt følgende produktgrupper for analyserne, som vist i tabel 8.

**TABEL 8.** Udvalgte produktområder

<b>Produktområder</b>
Bærbare computere
Belysning
Transport (biler)
Vaskemaskiner
Opvaskemaskiner

I udvælgelsen af produkter er der sigtet på at etablere et bredt og forskelligartet udsnit, der omfatter produktområder med stort indkøbsvolumen i det offentlige og stort miljømæssigt potentiale, og som illustrerer forskellige typer indkøb og levetidsomkostninger, herunder leasing, køb af brugt og tilbagetagningsordninger.

Vi har dog samtidigt haft fokus på ikke at medtage meget komplekse typer indkøb, som ville kræve mange ekstra ressourcer i indkøbsafdelingerne.

Produktvalget er koordineret med produktvalget i det parallelle cirkulær økonomi-projekt, så de udvalgte produkter for TCO-analyserne også indgår i cirkulær økonomi-projektet, hvorved miljø- og økonomieffekter beregnes på de to forskellige måder. Derudover omfatter cirkulær økonomi-projektet også andre produktgrupper.

Derudover har vi taget udgangspunkt i en rapport om prisen for det offentliges grønne valg<sup>33</sup> udarbejdet for Miljøstyrelsen. Produkttyperne blev også her valgt ud fra indkøbsvolumen og produkternes potentielle miljøpåvirkning.

En sidste parameter inkluderet i udvælgelsen af produktområderne har været en grundig dialog med de offentlige indkøbere. Som indledning på dette projekt er der således udført 10 kvalitative interviews med indkøbere fra staten, regionerne og kommunerne for at sikre, at de

<sup>32</sup> Kommune Kredit (besøgt 20/2-2020): <https://www.kommunekredit.dk/laan/vejledninger/fastsaettelse-af-rente-til-brug-for-takstberegninger/>

<sup>33</sup> <https://mst.dk/service/publikationer/publikationsarkiv/2018/dec/undersogelse-af-prisen-for-det-offentliges-groenne-valg/>



valgte produkter og tjenester er relevante og realistiske. Disse samtaler er efterfølgende fulgt op med specifikke møder med flere indkøbere for at diskutere konkrete indkøb, prisniveauer og udfordringer.

Dette ledte frem til en bruttoliste over produkttyper, som først blev diskuteret med Miljøstyrelsen, derefter sendt til skriftlig kommentering hos følgegruppen og efterfølgende diskuteret grundigt på et følgegruppemøde. Sammen med Miljø- og Fødevareministeriet blev den endelige produktliste til analyserne aftalt.

Alt i alt har der været mange parametre at vurdere valget af produkter ud fra, hvilket også har betydet, at ikke alle udvælgelseskriterier har været muligt at opfylde fuldt ud. Vigtigst af alt var, at produktvalget var relevant for offentlige indkøbere, og dialogen med indkøberne og følgegruppen har derfor været et vigtigt input til valget.

I det følgende beskriver vi baggrunden i indkøbsvolumen, miljøpåvirkninger og input fra interessenter.

#### **4.2.1 Indkøbsvolumen**

Et stort indkøbsvolumen kan skyldes et stort antal indkøbte varer og tjenester og/eller høj pris for varerne og tjenesterne. Begge dele er interessante ifm. valg af produkttyper, dog kan produkter i et lille antal med meget høj pris indikere meget specialiserede indkøb af fx en supercomputer og hospitalsskannere, hvor der oftest vil være stort ekspertinput undervejs, som også kan vurdere relevansen af TCO.

Det samlede offentlige indkøb af varer, tjenesteydelse og bygge- og anlægsopgaver er ca. 300 milliarder kroner, hvor kommunerne udgør ca. 223 milliarder, regionerne ca. 40 milliarder og staten ca. 37 milliarder<sup>34,35</sup>. Kun en mindre del af det samlede indkøb er dog relevant for denne undersøgelse, da formålet er at vurdere indkøb af varer og tjenesteydelser, hvor tjenesteydelser erstatter eller supplerer vareindkøb, og fx ikke bygge- og anlægsopgaver og heller ikke institutionsspecifikke indkøb, dvs. indkøb, der kun købes af få offentlige institutioner. Bygge- og anlægsopgaver er bevidst udeladt af denne analyse, da området udbydes efter en anden proces end varer og derfor ville være vanskeligt at vurdere efter samme metode. Desuden vurderes det, at totaløkonomi for byggeriet allerede behandles i mange andre analyser.

I tabel 9 er vist omtrentlige tal for volumen af det samlede indkøb i det offentlige og af det samlede vareindkøb, som kunne være relevant for denne undersøgelse. Tallene skal ses som meget tilnærmede, da nogle tjenesteydelser også kan være relevante, da de kan erstatte varekøb (fx vaskeriydelser ift. vaskemaskiner); da nogle vareindkøb ikke er relevante fx energiindkøb, der kun indgår indirekte som en del af driftsomkostninger, og da tallene for nogle produkttyper er begrænset til indkøb af produkter, der ligger under SKI's og Statens Indkøbs indkøbsaftaler. Men tallene viser alligevel en størrelsesorden af indkøbene. Datagrundlaget er tal for 2017, der er indsamlet ifm. en foranalyse om udvikling af nationale TCO-værktøjer.<sup>36</sup> Disse tal er de nyeste tilgængelige tal, som er bredt dækkende for indkøbsområdet i den offentlige sektor.

---

<sup>34</sup> <https://oes.dk/indkoeb/indkoeb-i-staten/indkoeb-i-tal/>

<sup>35</sup> <https://www.regioner.dk/aftaler-og-oekonomi/indkoeb>

<sup>36</sup> "Foranalyse om udvikling af nationale TCO-værktøjer". Notat udkast. Udarbejdet af COWI for Miljøstyrelsen.

**TABEL 9.** Indkøb i det offentlige i alt og af varer.

<b>Myndighed</b>	<b>Indkøb i alt Milliarder kr.</b>	<b>Vareindkøb Milliarder kr.</b>
Stat	37	6
Regioner	40	11
Kommuner	223	19
<b>I alt</b>	<b>300</b>	<b>36</b>

Det skal understreges, at tallene der fremgår af ovenstående tabel, er medtaget i rapporten udelukkende med det formål at belyse størrelsen af det offentliges indkøb. De konkrete produktanalyser i denne rapport er udarbejdet på baggrund af andre data, der er nyere end 2017.

Dette datagrundlag giver også en opdeling af vareindkøbet på produktgrupper for staten og kommunerne, men ikke for regionerne. En stor del af regionernes indkøb er anderledes end statens og kommunernes indkøb, da specielt medicin og medico-udstyr udgør en langt større del af indkøbsvolumenet. Derudover er der flere krav i forbindelse med patientsikkerhed og hospitalsudstyr, som gør, at noget udstyr er mere specialiseret, og udvalget kan være mindre. Denne type indkøb af under alle omstændigheder ikke relevant for dette projekt.

I tabel 10 og tabel 11 er vist henholdsvis indkøb i staten og kommunerne fordelt på overordnede produktgrupper.

**TABEL 10.** Statens indkøb fordelt på 36 overordnede produktgrupper, heraf de 4 mindste slået sammen i "Øvrige produktgrupper". Data og kategorier er fra foranalyse om udvikling af nationale TCO-værktøjer<sup>37</sup>.

Kategori	Indkøb 2017 (mio. kr.)
It-hardware og software	1.648
Bygnings-, konstruktions- og fabrikationskomponenter og -artikler	614
Erhvervs-, militær- og private køretøjer, udstyr og komponenter	575
Brændstoffer, brændstofadditiver, smøremidler, korrosionsbeskyttende materialer	444
Værktøjer og generelt maskineri	267
Belysning	249
Laboratorie-, måle-, observations- og testudstyr	245
Møbler og inventar	218
Publicerede produkter	216
Husholdningsapparater og forbrugerelektronik	202
Medicinsk udstyr, tilbehør og forbrugsstoffer	191
Fødevarer, drikkevarer og tobaksprodukter	177
Beklædning, bagage og plejeprodukter	176
Kontorudstyr, -tilbehør og -artikler	134
Energigeneratorer og distributionsmaskiner og tilbehør	73
Tryk-, fotografisk- og audio/visuelt udstyr og -artikler herfor	58
Forsvar, lovhåndhævelse, sikkerhedsudstyr og tilbehør	55
Maskiner og tilbehør til brug ved landbrug, fiskeri, skovbrug og dyreliv	39
Papirmateriale og -produkter	38
Rengøringsudstyr og -artikler	36
Lægemidler	27
Mineraler, tekstiler og plante- og dyrematerialer	27
Maskiner og tilbehør til industriel produktion og tilbehør	25
Musikinstrumenter og spil	19
Maskiner, udstyr og forbrugsstoffer til serviceindustri	19
Bygnings- og anlægsudstyr og tilbehør	18
Levende og animalsk materiale, tilbehør og forsyning	17
Materialehåndtering, -behandling og lagermaskiner, tilbehør og forsyninger	16
Komponenter og forbrugsstoffer til produktion	13
Kemikalier inkl. biologiske og gasholdige	13
Udstyr og tilbehør til sport og fritid	12
Øvrige produktgrupper under 10 mio. kr.	14
<b>Samlet</b>	<b>5.875</b>

**TABEL 11.** Kommunernes indkøb fordelt på 24 overordnede produktgrupper. Data og kategorier er fra foranalyse om udvikling af nationale TCO-værktøjer<sup>37</sup>.

Kategori	Indkøb 2017 (mio. kr.)
It og teleudstyr	4.082
Forsyningsvirksomhed	2.861
Hjælpe midler til borgere	2.455
Fødevarer	2.044
Inventar	1.040
Bøger og undervisningsudstyr	955
Tekniske artikler	748
Byggematerialer og værktøj	642
Vej og park-ydelser	479
Lægemedler	395
Husholdningsapparater og forbrugerelektronik	387
Transportmidler	357
Sygeplejeartikler	343
Kontorhold	318
Aftørings- og engangsartikler (forbrugsartikler)	295
Produkter til børn og unge	279
Entreprenørmaskiner, bygnings- og anlægsudstyr	259
Rengøringsmaterialer	202
Beklædning og værnemidler	186
Sports og genoptræningsudstyr	144
Sikring	139
Diverse varekøb	109
Musikinstrumenter	23
Kirurgiske produkter	5
<b>Samlet</b>	<b>18.747</b>

Det kan ses, at de udvalgte produkter, bærbare computere, belysning, transport (biler), vaske-maskiner og opvaskemaskiner, er blandt de 10 mest indkøbte produkter i staten og blandt de 12 mest indkøbte produkter i kommunerne. It er klart den største enkelt-produktgruppe for varekøbet i både staten og kommunerne. SKI har også bekræftet det ved at oplyse, at to tredjedele af den samlede omsætning på deres aftaler gælder it-udstyr, herunder computere, software, telefoner, kopi/print-udstyr, av-udstyr og forbrugerelektronik.

#### 4.2.2 Miljøpåvirkninger af indkøb

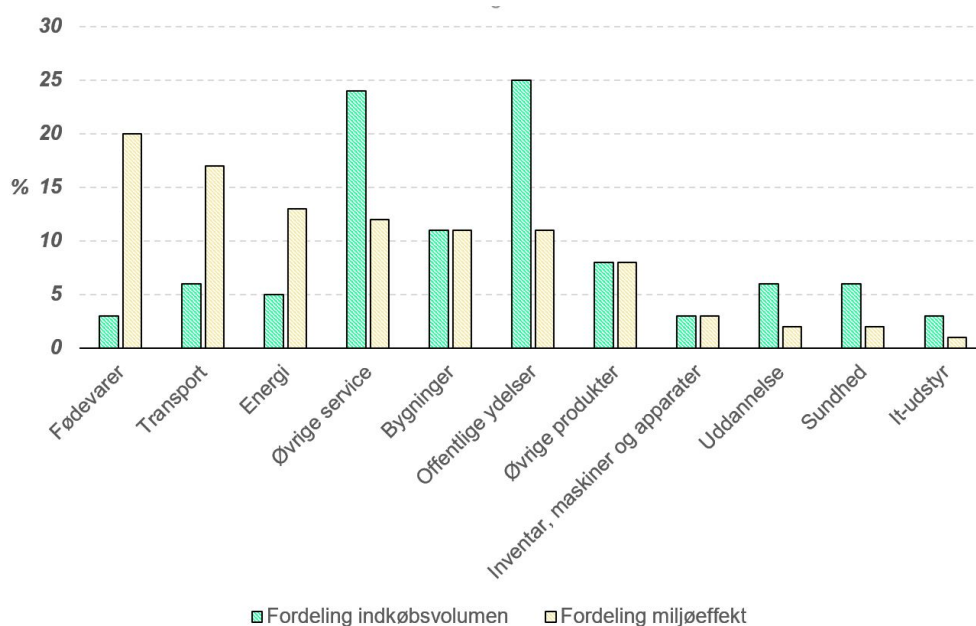
Produkternes potentielle miljøpåvirkning har også indgået som en faktor i valget af produkttyper, men da produkter kan påvirke miljøet på mange områder, er det mere komplekst at vurdere dette.

For en lang række energiforbrugende produkter er der en sammenhæng mellem et lavt energiforbrug i brugsfasen og et bæredygtigt produkt. Ofte viser en livscyklusvurdering af et energiforbrugende produkt, at produktet udleder mest CO<sub>2</sub> i brugsfasen. Derfor får man ofte den største CO<sub>2</sub>-besparelse ved at vælge produkter med et lavt energiforbrug. Dog er der en række produkter, som dette ikke gælder for, fordi de har et lavt (som følge af fx EU-energi-krav

og EU-energimærker) eller intet energiforbrug, og/eller fordi de har andre og mere betydende miljøpåvirkninger i produkternes levetid.

Det er derfor svært at sammenligne de forskellige indkøb i forhold til miljøpåvirkning, og projektgruppen har ikke haft en éntydig reference at tage udgangspunkt i. Vi har i stedet taget udgangspunkt i en undersøgelse fra Odense Kommune<sup>37</sup>, hvor de har sammenlignet værdien af deres indkøbsvolumen med den afledte miljøbelastning bestående af blandt andet drivhuseffekt, naturbeslaglæggelse, næringssaltbelastning og forsuring mv. Tallene er fra 2010, som er de nyeste tilgængelige tal for sammenligning af indkøb og miljøpåvirkning for den offentlige sektor. Det vurderes, at størrelsesordenerne af tallene og dermed konklusionen ikke har ændret sig væsentligt siden da.

Se hovedresultaterne i figur 6.



**FIGUR 6.** Procentmæssige fordeling af indkøbene i forhold til indkøbsvolumen og miljøeffekt i Odense 2010<sup>37</sup> for varer, bygninger og tjenester. Kategorien "Energi" består af el, gas mv.

Undersøgelsen medtager kommunens samlede indkøb, hvoraf en del ikke er relevant for dette projekt – helt eller delvist – fx indkøb af energi, bygninger, offentlige ydelser, uddannelse og sundhed. Undersøgelsens konklusion var, at indkøb af transportydelser, fødevarer, energi og fysiske produkter havde den største miljøbelastning, og at det derfor burde være disse områder, der skulle i fokus i kommunens strategiarbejde. En anden konklusion var – som man kan se af figuren – at for mange områder er der ikke en klar sammenhæng mellem indkøbsvolumen og miljøeffekt.

Konklusionen understøtter vores valg af transport og diverse fysiske produkter. Energi er valgt fra, da energi, som nævnt tidligere, ikke direkte er en del af projektets formål. Fødevarerområdet blev også valgt fra, da dette område undersøges grundigt i flere andre analyser og strategiske samarbejder.

<sup>37</sup> <https://mst.dk/service/publikationer/publikationsarkiv/2018/dec/undersogelse-af-prisen-for-det-offentliges-groenne-valg/>

For transport som dækker over køb og brug af brændstoffer til egne transportmidler; køb og vedligehold af transportmidler og køb af transporttjenester, ser man samme tendens som for fødevarer, men blot ikke så udtalte. Udledningen fra transporten stammer i høj grad fra forbrug af benzin og diesel i en forbrændingsmotor. Historisk har forbrændingsmotoren opnået store effektiviseringer, men på grund af øget komfort og funktioner og et større antal kørte kilometer, har det totale brændstofforbrug ikke forbedret sig væsentligt.

### 4.2.3 Input fra interessenter

I forbindelse med projektet er der gennemført 10 kvalitative interviews med offentlige indkøbere fra henholdsvis staten, regionerne og kommunerne. I løbet af disse interviews er der blevet spurgt ind til de områder, hvor man allerede har erfaringer med at stille cirkulære krav, og for hvilke produktområder man finder relevant at inkludere cirkulære indkøbskrav.

Resultatet af disse interviews har indgået som vigtig inspiration i udvælgelsen af produkter til analyse. Blandt de vigtigste produktområder, der blev nævnt i løbet af interviewrunden, vil vi fremhæve følgende:

- **Transport:** Mange kommuner har allerede erfaringer med at sammenligne på tværs af drivmidler (benzin, diesel, hybrid og el), og flere af de interviewede kommuner har gjort erfaringer med inkludering af gensalgsværdi og leasingkontrakter.
- **Energiforbrugende produkter:** Både it-udstyr, belysning og vaske- og opvaskemaskiner blev nævnt flere gange. Det er områder, hvor der købes meget, og hvor der begynder at eksistere cirkulære alternativer i markedet.
- **Engangsemballage og engangsartikler:** Flere af de interviewede nævnte frustrationer omkring dette område. Det er produkter, der dels er meget synlige, og dels bliver til affald umiddelbart efter brug. Der opleves store ønsker om at kigge nærmere på dette område og de cirkulære og miljøvenlige alternativer, der eksisterer i markedet.
- **Kontormøbler:** Dette område blev også nævnt flere gange i interviewrunden. Flere kommuner oplever, at brugte og ukurante møbler hober sig op i lagre, og i mange tilfælde bliver møbler udskiftet, før de er udtjente. Det skyldes ofte en omrokering mellem afdelinger eller flytning fra en bygning til en anden kombineret med et udbredt ønske om, at det offentlige kontormiljøer har et ensartet udtryk.
- **Asfalt:** Dette område blev nævnt som et område, hvor tidligere større undersøgelser har vist stort potentiale, og der blev udtrykt et ønske om at belyse potentialet i forhold til et konkret offentligt indkøb.

Alle disse områder er blevet dækket af det samlede produktvalg for TCO-projektet og cirkulær økonomiprojektet. For TCO-projektet dækker de fem udvalgte produkter de to første punkter på listen.

# 5. Analyser af udvalgte produktgrupper

## 5.1 Bærbare computere

### 5.1.1 Produktvalg

Computere er et meget relevant produkt at undersøge, da denne produkttype har et stort indkøbsvolumen, og produkterne har en forholdsvis kort levetid. Størstedelen af computersalget er bærbare computere, og derfor undersøger vi kun denne type.

Elforbruget under brug er reduceret over de sidste mange år pga. ønske om lang batteritid og pga. ecodesign-energikrav og energimærker fx Energy Star. Derfor udgør ressourceforbrug til produktion af computere nu en stor del af den samlede miljøbelastning over levetiden.

### 5.1.2 Beskrivelse af valgte produkter og forretningsmodeller til sammenligning

Dette afsnit beskriver de typer bærbare computere og tilhørende forretningsmodeller, vi har valgt til analysen. Udgangspunktet for produkttyperne er typiske, mest solgte bærbare computere på basis af data og oplysning fra SKI og andre kilder. I tabel 12 er vist syv typer produkter og forretningsmodeller, som er analyseret i det følgende.

**TABEL 12.** Beskrivelse af de analyserede produkter og forretningsmodeller for computere.

Produkt/forretningsmodel	Beskrivelse
<b>1. Klassisk (almindelig maskine)</b>	Den klassiske maskine er en gennemsnitlig maskine velegnet til kontorbrug. Den har nyere generation I5-processor eller tilsvarende, 8GB RAM, SSD-lager og en skærmstørrelse på 14". Garantiperioden er 36 måneder.
<b>2. Effektiv (lavere strømforbrug)</b>	Den effektive maskine er identisk med den klassiske bortset fra et lavere strømforbrug.
<b>3. High-end (lang holdbarhed)</b>	Ved high-end-maskinen søger vi at specificere en maskine med længere levetid ift. nødvendige tekniske specifikationer. Dette gøres ved at vælge en maskine med bedre komponenter, herunder en hurtigere processor og 16 GB RAM. Desuden tilvælges der 2 ekstra års garanti, så den samlede garanti bliver 5 år. Herigennem vurderes det, at en gennemsnitlig levetid på 6 år bliver realistisk.
<b>4. Brugt</b>	Den brugte maskine er 3 år gammel, rensat, istandsat, og opgraderet, så den har egenskaber og ydeevne direkte sammenlignelig med den klassiske maskine. Der gives 3 års garanti. Brugsperioden for maskinen sættes til 3 år, hvilket giver mulighed for at afskrive klimabelastningen over produktets samlede levetid på 6 år.
<b>5. Opgradering</b>	I denne forretningsmodel levetidsforlænges en klassisk maskine med yderligere 2 år, hvilket giver en samlet brugsperiode og produktlevetid på 6 år. Opgraderingen vil oftest kun indeholde tilføjelse af 8 GB RAM, men kan i enkelte tilfælde også inkludere reparation af mekaniske dele og/eller batteriskift. For at holde analysen så enkel som muligt vælger vi kun at inkludere isætning af 8 GB RAM til en samlet pris på 1000 kr.
<b>6. Ny maskine med tilbagekøbsgaranti</b>	I denne forretningsmodel forpligter en leverandør sig til at købe den klassiske maskine tilbage efter 4 år til en på forhånd aftalt pris. Dette giver en økonomisk indtægt og er med til at forlænge produktets samlede levetid til 6-7 år, da det vil blive sat i stand og solgt igen.
<b>7. Leasing</b>	Leasing af den klassiske maskine i stedet for indkøb. Leasingperioden sættes til 4 år, men produkts levetid sættes til 6 år, da det vurderes, at leasingselskabet vil have interesse i at udnytte maskinerne efter de 4 år enten ved leasing af brugte enheder eller igennem videresalg.

Desuden skal det nævnes, at der findes en lang række miljømærker inden for computere (fx TCO, EPEAT og nationale mærker), hvor der stilles krav til miljø- og sundhedsskadelige stoffer. De analyserede maskiner vurderes alle at være sammenlignelige på dette punkt, og dette er derfor ikke medtaget som sammenligningsparameter.

### 5.1.3 Beregningsforudsætninger

Vi regner på køb eller leasing af 150 bærbare computere til en tænkt gennemsnitlig størrelse kommune eller anden offentlig institution.

Computernes brugsmønster er defineret som følger: Tændt tilstand: 30% af tiden. Slumretilstand (standby): 10 % af tiden. Slukket tilstand: 60 % af tiden.



Alle priser er gennemsnitspriser estimerede ud fra oplysninger fra både leverandører og kommuner herunder fra konkrete udbud og ud fra priser på el. Data og forudsætninger for vurderingen af miljøbelastning stammer fra en række ecodesign-studier, projektgruppen har gennemført for EU-Kommissionen.

Øvrige data er vist i tabel 13.

**TABEL 13.** Baggrundsdata for de forskellige produkter og forretningsmodeller for computere.

	Klassisk (almindelig maskine)	Effektiv (lavere strømfors- brug)	High-end (lang hold- barhed)	Brugt	Opgradering	Ny maskine (med tilbage- købsgaranti)	Leasing
Indkøbspris [DKK]	5000	6000	7000	3000	5000 +1250 (opgradering)	5000 -1500 (tilbagekøb)	400 kr./måned
Brugsperi- ode [år]	4	4	6	3	4+2	4	4
Total pro- dukt-levetid [år]	4	4	6	6	6	6	6
Årligt strømfors- brug [kWh]	16	13	16	18	16	16	16

Se øvrige forudsætninger i bilag 1.1 og bilag 2.1.

### 5.1.4 Resultater

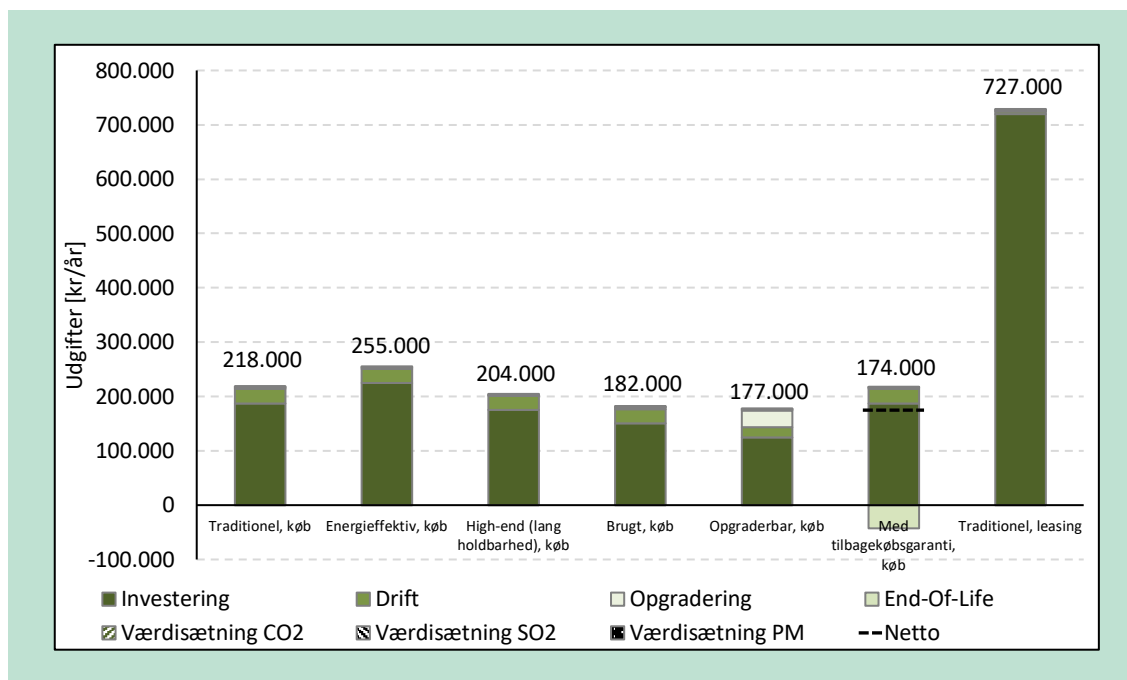
I tabel 14 viser vi den beregnede pris pr. år i brugstiden for de fire niveauer af omkostningsberegningen og for de syv typer bærbare computere og anskaffelsesformer. For hvert niveau af omkostningsberegningen er fremhævet den laveste pris (med grønt), dvs. den type computer og anskaffelsesform, som ville blive valgt ud fra en ren økonomisk vurdering, og den højeste pris (med gråt).

**TABEL 14.** Indkøbspris og TCO (traditionel, reduceret miljø og fuld miljø) pr. år for indkøb og drift af 150 bærbare computere.

Beløb i kr./år	Traditio- nel, køb	Energieffek- tiv, køb	High-end (lang hold- barhed), køb	Brugt, køb	Opgrader- bar, køb	Med tilbage- købsgaranti, køb	Traditio- nel, lea- sing
Indkøbs- pris	187.500	225.000	175.000	150.000	125.000	187.500	720.000
Traditio- nel TCO	213.690	250.324	200.992	176.881	143.763	213.690	723.963
Reduce- ret miljø- TCO	213.690	250.324	200.992	176.881	174.009	170.945	723.963
Fuld miljø- TCO	218.416	254.798	203.594	181.501	176.611	174.479	727.497

Konklusionen af beregningen er, at hvis valget sker ud fra indkøbsprisen alene eller med traditionel TCO vil køb af en opgraderbar computer være det optimale. Ved inkludering af miljøomkostningerne (reduceret miljø eller fuld miljø) vil en computer med tilbagekøbsgaranti være det optimale, men valget ligger tæt på køb af brugt computer eller opgraderbar computer.

I figur 7 viser vi detaljer af sammensætningen for fuld miljø-TCO, dvs. de enkelte omkostnings- og indtægtskomponenter, der indgår helt eller delvist i de fire niveauer af omkostningsberegningen.



**FIGUR 7.** Udgifter og indtægter, der indgår helt eller delvist i de fire niveauer af omkostningsberegningen for indkøb og drift af 150 bærbare computere. Nettoomkostningen efter gensalgsværdien er trukket fra repræsenteres ved den stiplede vandrette streg i den relevante søjle, og ved prisen, der står over hver søjle.

For det optimale valg (computer med tilbagekøbsgaranti, køb) udgør den samlede værdisætning af CO<sub>2</sub>-, SO<sub>2</sub>- og partikel-emissionerne ca. 2 % af de samlede omkostninger, hvilket skyldes det lave elforbrug under brug (16 kWh/år).

### 5.1.5 Diskussion og usikkerheder

Med undtagelse af leasingmodellen, som er markant dyrere end de øvrige løsninger, ligger totalomkostningerne forholdsvis tæt for alle produkterne med køb af brugt, opgraderbar og med tilbagekøbsgaranti som de laveste. Det kan konkluderes, at reduktionen i klimabelastning kan opnås på forskellige måder – endda med en økonomisk besparelse til følge.

Resultatet tyder på, at samme lave totaløkonomi og positive forbedring i klimabelastning kan opnås ved at købe brugt udstyr, ved at købe nyt og ved at opgradere det efter 4 år, og ved at købe nyt, men sikre et tilbagekøb af en leverandør, der er i stand til og interesseret i at få produktet til at leve videre i en anden brugsperiode.

I en sammenligning mellem CO<sub>2</sub>-udledningen af de forskellige løsninger kan det konkluderes, at de fire løsninger med en lang produktlevetid har den laveste CO<sub>2</sub>-udledning pr. år.

Beregningen er forbundet med en vis usikkerhed. Den klimamæssige belastning fra produktionen er her ens for alle maskinerne, og priserne baserer sig på konkrete input fra både leverandørsiden og det offentlige, så usikkerheden skal primært findes i levetiderne.

## 5.2 Belysning

### 5.2.1 Produktvalg

Der findes et TCO-værktøj for belysning (Miljøstyrelsens værktøj for både for lyskilder og for belysningssystemer), og mange offentlige institutioner har allerede gennemført udbud af belysningssystemer og lyskilder. Der er dog stadig et behov for at vurdere området nærmere med fokus på cirkulær økonomi i forhold til nye forretningsmuligheder som retrofitting (dvs. renovering og forbedring af belysningssystemet) og inddragelse af flere miljøforhold ifm. materialer og bortskaffelse.

LED-lysrør har et lavere strømforbrug og på papiret en længere levetid end traditionelle lysstofrør<sup>38</sup>, men LED-lysrør er dyrere, mere komplekse i deres konstruktion, og kvaliteten kan variere meget fra produkt til produkt. Levetiden er i høj grad afhængig af kvaliteten af driveren og dioderne, og en billig LED-løsning holder derfor ikke lige så længe som et produkt af høj kvalitet.

Dertil kommer, at mange LED-armaturer er såkaldte integrerede enheder, der ikke kan adskilles. De kan derfor ikke opdateres med nye dioder eller drivere, når disse ikke længere fungerer eller i forbindelse med introduktion af ny og bedre teknologi. Der findes dog også armaturer på markedet, der er designet til at kunne adskilles, hvilket muliggør opgraderinger, forlænger levetiden af armaturet og understøtter korrekt bortskaffelse af de enkelte materialefraktioner ved endt levetid. Modsat kan integrerede armaturer og lamper ofte gøres mindre og derved sandsynligvis opnå et lavere materialeforbrug.

Vi fokuserer på indendørs belysning, da vi vurderer, at en væsentlig del af udendørs belysning og især vejbelysning er dækket gennem servicekontrakter, og at indendørs belysning udgør den største del af indkøb af belysning undtaget vejbelysning.

Lamper og armaturer findes i mange former, herunder:

1. Lamper med traditionelle 230 V-pærer med forskellige størrelser af fatning
2. Lamper med lavspændings LED-pærer med separate strømforsyninger
3. 230 V-lysrørsarmaturer, hvor man kan skifte gamle lysstofrør ud med LED-lysrør
4. 230 V-LED-armaturer

Flere af de kommuner vi har været i dialog med gennem projektet, har ønsket fokus på lysrørsarmaturerne, der kan opgraderes med LED-lysrør eller udskiftes med nye LED-armaturer, da dette vurderes at være det mest udbredte indkøb inden for belysning i kommunerne. Vi har valgt at regne på de almindelige 120-125 cm lange kassearmaturer med to lysstofrør.

### 5.2.2 Beskrivelse af valgte produkter og forretningsmodeller til sammenligning

Der tages udgangspunkt i en kommune, der har armaturer i én eller flere bygninger i forvejen, og som står overfor at skulle skifte de nuværende lysrør og/eller armaturer. De eksisterende armaturer antages at være traditionelle kassearmaturer med to T8-lystofrør på 120 cm, hvilket ifølge flere adspurgte kommuner er den mest udbredte variant.

---

<sup>38</sup> <https://sparenergi.dk/forbruger/el/belysning/led-lysrør>

Det er vigtigt at holde sig for øje, at bygningsreglement BR18 stiller krav om dagslysregulering<sup>39</sup>, hvilket ikke er inkluderet i alle armaturer, og hvilket kan give udfordringer, hvis der udskiftes til LED-lysrør, hvor denne funktionalitet ikke er udbredt. I denne analyse har vi dog valgt løsninger, der ikke har dagslysregulering for at sikre, at de fire løsninger kan sammenlignes direkte.

En anden vigtig variabel er kvaliteten og mængden af lys. Lyskilderne har opgivet værdier for lysstyrke i lumen. Der går dog en del lys tabt i armaturet, og desuden er gamle armaturer designet til lysstofrør som lyskilde og ikke LED, hvilket kan forøge tabet. Derfor kan det være vanskeligt at sammenligne lysudbyttet for en separat lyskilde og et armatur med en lyskilde. Tabet er afhængigt af armaturets udformning, overfladernes farve og beskaffenhed, lysdiodernes retning, placering og mange andre detaljer. Efter konsultation af flere leverandører og leverandørhjemmesider vurderes det, at et gennemsnitligt tab på 30 % i armaturet er retvisende, og denne værdi anvendes til at sikre, at de fire løsninger har sammenlignelige lysstyrker for armaturerne. Desuden bør belysningsløsninger ikke kun vurderes på lysstyrke og strømforbrug (Lm/W) alene. Kvaliteten af lyset er sammensat af mange yderligere faktorer som fx blanding og lystemperatur. Disse parametre svinger meget fra løsning til løsning og er i sidste ende desuden afhængig af det rum, løsningerne installeres i. En fysisk test af produkter på lokationen er derfor et vigtigt skridt i valg af den rigtige løsning.

I analysen vurderes levetiden på flere niveauer. Lyskilder er et af de få områder, hvor der findes en standard for estimering af levetid<sup>40</sup>. De fleste lyskilder vi har kigget på angiver levetiden i timer med et præfix, som fx: 50.000 timer - L70/B50. Det betyder, at efter 50.000 timer vil kun 50 % af dioderne stadig lyse med 70 % af den oprindelige styrke. De resterende dioder vil lyse med lavere lysstyrke eller være slukkede. Levetiderne kan virke meget lange i forhold fx glødepærer og halogenpærer, men det er vigtigt at huske, at lysstyrken og den procentvise andel af funktionelle dioder daler over tid.

Spørgsmålet er, hvor stort et fald i lysstyrken og i antal funktionelle dioder, der kan accepteres før et LED-lysrør eller et armatur skiftes ud. Vi har i denne analyse valgt at regne med hele lyskildens oplyste levetid, da den repræsenterer et af de få områder, hvor vi kan få en officiel værdi for levetiden. Dette gøres velvidende, at lyskilderne i virkeligheden nok ville blive skiftet tidligere. Det vil de blandt andet fordi driveren ikke vil have samme lange levetid. Det vigtigste for analysen er dog, at løsningerne sammenlignes på lige grundlag.

I tabel 15 er vist de fire typer produkter og forretningsmodeller for belysning, som er analyseret i det følgende. "Retrofit" bruges her som betegnelse for at udskifte elektronik og lyskilde i et eksisterende armatur. "Installation" bruges som betegnelse for at opsætte og tilslutte armaturer i en bygning.

---

<sup>39</sup> <https://bygningsreglementet.dk/Tekniske-bestemmelser/18/Krav>

<sup>40</sup> <https://www.ee.co.za/article/lifetime-led-luminaire-determined.html>

**TABEL 15.** Beskrivelser af de fire valgte produkter og forretningsmodeller for belysning.

Produkt/forretningsmodel	Beskrivelse
<b>1. Retrofit med LED-board</b>	Denne løsning indbefatter en komplet ombygning af armaturet. De gamle lysstofrør og al elektronik afmonteres og erstattes med LED-boards (selve LED-lyskilden) og en ny driver. Leverandøren står for ombygning og installation. Sikkerhedsmæssigt og garantimæssigt svarer denne løsning til at købe et nyt komplet armatur. Løsningen er CE-mærket, og leverandøren giver 10 års garanti på lyskilden.
<b>2. Retrofit med LED-lysrør</b>	I denne løsning retrofitter en elinstallatør et eksisterende armatur med 2 nye LED-lysrør i høj kvalitet. Udskiftningen består i at fjerne eksisterende spoler, kondensator og glimtænder og derefter installere LED-røret med integreret driver og sikring. Ved denne løsning er det yderst vigtigt at tage hensyn til sikkerhed og at følge Sikkerhedsstyrelsens regler og vejledning <sup>41</sup> . Desuden skal produktansvaret for løsningen defineres mellem elinstallatør, kommune og muligvis producent af lysrøret.
<b>3. Nyt billigt LED-armatur</b>	I dette alternativ indkøbes et billigt komplet LED-armatur, som hverken kan adskilles eller opgraderes. Denne løsning er billigere i indkøb i forhold til at købe et nyt kvalitetsarmatur, og produktet har næsten lige så lavt elforbrug, men levetiden er væsentlig kortere end ved de øvrige LED-løsninger. Levetiden angives som fx L70/B50 30.000 timer, hvilket betyder at armaturet efter 30.000 timer i gennemsnit afgiver 70 % af dets oprindelige lysstyrke fra 50 % af dioderne. Der medregnes både timer til nedtagning af det brugte armatur, installation af det nye armaturer og reparation af lofter.
<b>4. Nyt kvalitets-LED-armatur</b>	I den fjerde løsning skiftes der til et nyt komplet armatur i en bedre kvalitet, som holder længere, kan opgraderes med ny lyskilde og driver og som har lavt strømforbrug. Det er klart den dyreste løsning i anskaffelse, men produktet har lang levetid i kraft af kvaliteten og opgraderingsmuligheden. Der medregnes både timer til nedtagning af det brugte armatur, installation af det nye armaturer og reparation af lofter.

### 5.2.3 Beregningsforudsætninger

Vi regner på udskiftning af 2000 lamper, der hver har et årligt forbrug på 2200 timer. Der er ikke taget stilling til en specifik applikation, men mulighederne omfatter skoler, rådhus, kulturcentre, daginstitutioner, plejehjem, kontorbygninger mv. i en tænkt gennemsnitlig størrelse kommune eller anden offentlig institution. Dog skal bygningsreglementets krav om døgnrytmelys i visse applikationer tages til efterretning.

Tidsforbruget er estimeret i samarbejde med kommunerne og baseres på en gennemsnitlig anvendelse på ca. 10 timer om dagen over et år. Et år har ca. 220 arbejdsdage, og dertil kommer en række øvrige anvendelsesdage i weekender, og anvendelse ved fx rengøring uden for almindelig arbejdstid. Priser på de forskellige lyskilder afspejler mængden af lamper.

Der skelnes i beregningen mellem produktets forventede brug og armaturets forventede levetid. Dette skyldes, at armaturet i nogle tilfælde holder længere end lyskilden. I løsning 2 "Re-

<sup>41</sup> <https://www.sik.dk/erhverv/produkter/vejledninger/elprodukter/sikkerhed-ved-elprodukter/ombygning-belysningsarmaturer>

trofit med LED-lysrør" udskiftes udtjente lysstofrør med nye LED-lysrør med en forventet levetid på 23 år, men armaturet antages allerede at være 15 år gammelt på dette tidspunkt, hvilket giver armaturet en total levetid på 38 år. Denne forlængelse af anvendelsen af en ressource regnes ind ved, at CO<sub>2</sub>-udledningen fra produktionen af armaturet fordeles over 38 år, mens lyskildens belastning kun fordeles over 23 år.

Data til analysen, herunder det årlige forbrug i timer, lyskildernes effekt, prisen for installation og reparation af lofter, og produkternes indkøbspris og forventede levetid er baseret på input fra både kommuner og leverandører. Se tabel 16 herunder.

**TABEL 16.** Baggrundsdata for de forskellige forretningsmodeller inden for belysning

	1. Retrofit med LED-board	2. Retrofit med LED-lysrør	3. Nyt billigt LED-armatur	4. Nyt kvalitets-LED-armatur
Pris produkt [DKK]	480	250	150	700
Pris installation [DKK]	100	100	200	200
Pris rep. af lofter [DKK]	0	0	200	200
Oplyst levetid lyskilde (L70/B50) [timer]	50.000 (estimeret)	50.000	30.000	80.000
Forventet brug [år]	23	23	14	36
Forventet levetid lyskilde [år]	23	23	14	36
Forventet levetid armatur [år]	38	38	14	36
Lysstyrke (ud af armatur) [Lm]	3000	3000	3000	3000
Energieffektivitet [Lm/W]	130	105	105	110
Strømforbrug (W)	23,1	28,6	28,6	27,3

Se øvrige forudsætninger i bilag 1.2 og bilag 2.2.

## 5.2.4 Resultater

I tabel 17 viser vi den beregnede pris pr. år i brugstiden for de fire niveauer af omkostningsberegningen og for de fire løsninger. For hvert niveau af omkostningsberegningen er fremhævet den laveste pris (med grønt), dvs. den løsningstype, som ville blive valgt ud fra en ren økonomisk vurdering, og den højeste pris (med gråt).

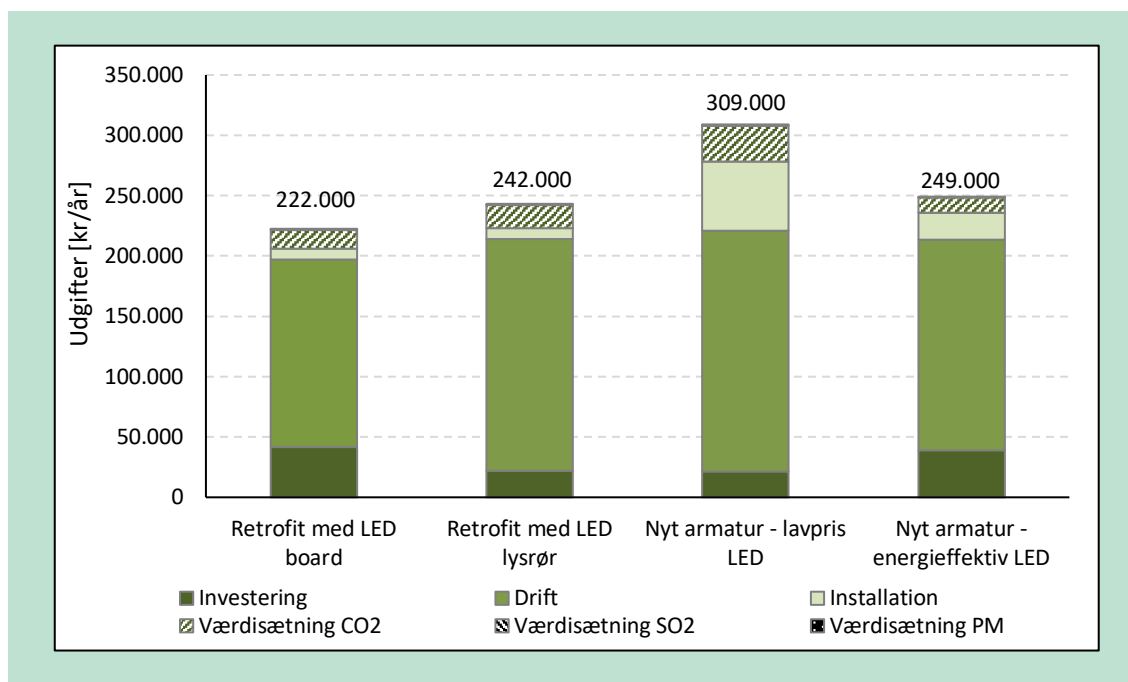
I mange konkrete tilfælde vil alle løsningstyperne dog ikke være mulige, da det afhænger af, hvordan de eksisterende armaturer er.

**TABEL 17.** Indkøbspris og TCO (traditionel, reduceret miljø og fuld miljø) pr. år ved udskiftning af 2000 armaturer med 2200 timers årlig drift.

Beløb i kr./år	Retrofit med LED-board	Retrofit med LED-lysrør	Nyt armatur - lavpris LED	Nyt armatur - energieffektiv LED
Indkøbspris	41.739	21.739	21.429	38.889
Traditionel TCO	197.211	214.228	221.111	213.456
Reduceret miljø-TCO	205.907	222.924	278.253	235.678
Fuld miljø-TCO	221.844	242.469	308.836	248.556

Konklusionen af beregningen er, at hvis valget sker ud fra indkøbsprisen alene vil nyt armatur med lavpris LED-lysrør være det optimale. Ved traditionel TCO og inkludering af miljøomkostningerne (reduceret miljø eller fuld miljø) vil retrofit med LED-board være det optimale.

I figur 8 viser vi detaljer af sammensætningen for fuld miljø-TCO, dvs. de enkelte omkostnings- og indtægtskomponenter, der indgår helt eller delvist i de fire niveauer af omkostningsberegningen.



**FIGUR 8.** Udgifter og indtægter, der indgår helt eller delvist i de fire niveauer af omkostningsberegningen ved udskiftning af 2000 armaturer med 2200 timers årlig drift.

Figuren viser, at retrofit med LED-board er økonomisk bedst på grund af lavt elforbrug og lav CO2-værdisætning.

For det optimale valg (retrofit med LED-board) udgør den samlede værdisætning af CO2-, SO2- og partikel-emissionerne ca. 7% af de samlede omkostninger.

## 5.2.5 Diskussion og usikkerheder

De fire løsninger ligger forholdsvis tæt i begge analyser. Det er dog tydeligt, at det armatur, der har den laveste anskaffelsespris, er den dårligste løsning for både økonomi og klima. Det

ses også tydeligt, at driftsfasen har stor indflydelse på de samlede omkostninger, hvilket skyldes elforbruget, som er betydningsfuldt pga. lang driftstid. Retrofit med LED-board er den mest energieffektive af de fire løsninger.

Levetiden er af afgørende betydning for resultatet. De tre billigste løsninger har forventede længste levetider for både lyskilder og armaturer.

Beregningen er dog behæftet med en vis usikkerhed, da levetiden på trods af standarden om LED-lyskilders levetid er vanskelig at forudsige. Vi har taget udgangspunkt i de efter standarden oplyste levetider på de enkelte lyskilder, men kvaliteten af driveren er også af stor betydning og den vil næppe holde så længe som lyskilderne. Leverandører oplyser, at der sjældent gives garantier på driveren på mere end 5 år, og at det vurderes at være urealistisk, at en driver skulle holde så længe som lyskildernes oplyste levetid. Driveren kan dog udskiftes i løsning 1, 2 og 4, hvilket giver disse tre løsninger en stor fordel.

Desuden bør man altid kigge på garantien som indikator på levetiden. Inden for belysning siger garanti formentlig mere om levetiden end de ekstremt lange oplyste levetider på lyskilderne.

## 5.3 Transport

### 5.3.1 Produktvalg

Transportområdet står for omkring en tredjedel af Danmarks samlede CO<sub>2</sub> udledning<sup>42</sup>, og det miljømæssige potentiale inden for dette område er derfor omfattende.

På det samfundsmæssige og politiske plan arbejdes der med en række strategier til at reducere CO<sub>2</sub>-udledningen forbundet med transportsektoren, herunder regeringens mål om at stoppe for salget af nye diesel- og benziner fra 2030. Der sker derfor en løbende omstilling af person- og varebiler til især hybridbiler og elbiler.

I projektets interviews med de offentlige indkøbere blev biler ofte nævnt. Nogle kommuner har stillet krav til, at alle virksomheder, der leverer serviceydelser til kommunen skal dokumentere, at en bestemt andel af kørslen sker i elbiler. Andre kommuner har gennemført komplette TCO-udbud, hvor elbiler og hybridbiler sammenlignes med traditionelle alternativer med benzin- og dieselmotorer. Der blev desuden givet en del eksempler på leasing af både elbiler og benziner.

### 5.3.2 Beskrivelse af valgte produkter og forretningsmodeller til sammenligning

Analysen vurderer typen minibil, der oftest anvendes til udkørende funktioner som hjemmepleje. Betegnelsen minibil dækker over biler på størrelse med VW Polo og Opel Corsa. Vi har valgt ikke at regne på dieseler, da de ikke var blandt de foretrukne biltyper i de kommuner, vi har talt med. Forklaringerne på dette var, at dieselerne er ikke velegnede til kortere ture og, at der har været fokus på dieselerne højere partikelforurening i de senere år. Dog skal det nævnes, at dieselerne stadig kan være relevante for landkommuner, hvor turene typisk er længere.

I analysen sammenligner vi benzinbiler, hybridbiler og elbiler. I forhold til forretningsmodeller kigger vi på både køb og leasing af benzin- og elbiler. Se beskrivelse af de fem valgte produkter og forretningsmodeller for transportområdet i tabel 18.

---

<sup>42</sup> [https://www.danskindustri.dk/globalassets/dokumenter-analyser-publikationer-mv/publikationer/dis-2030-plan-2019\\_web.pdf](https://www.danskindustri.dk/globalassets/dokumenter-analyser-publikationer-mv/publikationer/dis-2030-plan-2019_web.pdf)



**TABEL 18.** Beskrivelser af de fem valgte produkter og forretningsmodeller for transportområdet.

Produkt/forretningsmodel	Beskrivelse
<b>1. Benzinbil, køb</b>	Benzinbilen er en gennemsnitlig minibil, der indkøbes. Tilbagekøbsprisen er estimeret på baggrund af kommunernes erfaringer med den konkrete biltype.
<b>2. Hybridbil, køb</b>	Hybridbilen er en såkaldt mild hybrid, hvor et 1,5 kW batteri oplades under kørslen og driver en elektrisk motor. Bilen kan køre kortere afstande på ren el eller køre på en kombination af el og benzin med et ca. 14 % lavere totalt benzinforgbrug til følge. Hybridbilen er i denne analyse billigere end benzinbilen både i anskaffelse og i serviceaftale, hvilket formentlig skyldes at priserne bygger på konkrete indkøb af specifikke modeller, der ikke nødvendigvis har 100 % identisk udstyr, og som kan have forskellige rabatter. Det skal nævnes, at hybridbilen er en mere kompleks bil, med to drivlinjer og et større batteri, og derfor på lang sigt vil være både dyrere at producere og servicere end en tilsvarende benzinbil.
<b>3. Elbil, køb</b>	Elbilen er sammenlignelig med benzinbilen. Den har ca. samme størrelse og egenskaber. Bilen er forsynet med et 50 kWh batteri og elektrisk drivline, hvilket giver den en rækkevidde omkring 300-400 km på en opladning. Elbilen har væsentligt færre sliddele og serviceaftalen koster derfor under det halve af serviceaftalen for benzinbilen.
<b>4. Benzinbil, leasing</b>	Bilen er identisk med den indkøbte benzinbil. Service er inkluderet i leasingydelsen
<b>5. Elbil, leasing</b>	Elbilen er identisk med den indkøbte elbil. Service er inkluderet i leasingydelsen.

### 5.3.3 Beregningsforudsætninger

Vi regner på et indkøb af 50 minibiler til brug i udkørende funktioner som hjemmepleje og andet kørselsbehov i en tænkt gennemsnitlig størrelse kommune eller anden offentlig institution.

For alle biler regnes der med et årligt kørselsbehov på 25.000 km, en anvendelsesperiode på 4 år og en levetid for bilen på 10 år. Priser for service og vedligehold er estimeret ud fra konkrete priser fra kommunerne. Service er inkluderet i leasingydelse.

I tabel 19 følger en gennemgang af nøgledata for de forskellige produkter og forretningsmodeller. Alle priser der indgår i beregningerne herunder indkøbspriser og leasingpriser, er gennemsnitlige estimater baseret på en række forskellige udbud og oplyst af indkøbere ved direkte kontakt til dem.

**TABEL 19.** Baggrundsdata for de forskellige produkter og forretningsmodeller for transportområdet

	Benzinbil, køb	Hybridbil, køb	Elbil, køb	Benzinbil, leasing	Elbil, leasing
Produktets brugstid [år]	4	4	4	4	4
Produktets levetid [år]	10	10	10	10	10
Kørsel [km/år]	25.000	25.000	25.000	25.000	25.000
Forbrug [l/100 km] eller [kWh/100 km]	5,7 liter	4,9 liter	17,7 kWh	5,7 liter	17,7 kWh
Årligt forbrug [liter] eller [kWh]	1425 liter	1225 liter	4425 kWh	1425 Liter	4425 kWh
Årlig udgift serviceaftale [DKK]	3990	3990	4158	4200	3990
Aftalt tilbagekøbspris* [DKK]	65000	85000	86000		
Indkøbspriser eller månedlig leasingpris* [DKK]	145000	140000	190000	1850 kr./måned	2850 kr./måned

\* Priserne er baseret på dialog med offentlige indkøbere

I prisen beregningen for ladestander antages det, at det primært drejer sig om 11 kW-standere, der ofte anvendes til private elbiler. Den valgte elbil kan lades op fra 0-100% på ca. 4-5 timer med disse standere. Rækkevidden på elbilerne ligger et sted mellem 250 og 450 km afhængig af årstid og kørselsmønster. Typisk køres omkring 70 km i gennemsnit pr. dag, hvilket vil sige, at der kan gå flere dage imellem opladninger.

For elbilerne er der regnet med én ladestander pr. bil, hvilket formentlig kan reduceres i fremtiden ved mere optimal styring og koordinering af opladningen. Udgifter til ladestander og anlægskostninger er estimeret ud fra reelle erfaringer fra flere kommuner, se tabel 20.

**TABEL 20.** Udgifter til etablering af ladestander medregnes i de to løsninger, der inkluderer elbiler.

	Ladestander (Elbil, køb)	Ladestander (Elbil, leasing)
Produktets levetid [år]	30	30
Pris ladestander* [DKK]	7500	7500
Pris infrastruktur* [DKK]	20000	20000

\* Priserne er baseret på dialog med offentlige indkøbere

Se øvrige forudsætninger i bilag 1.3 og bilag 2.3.

### 5.3.4 Resultater

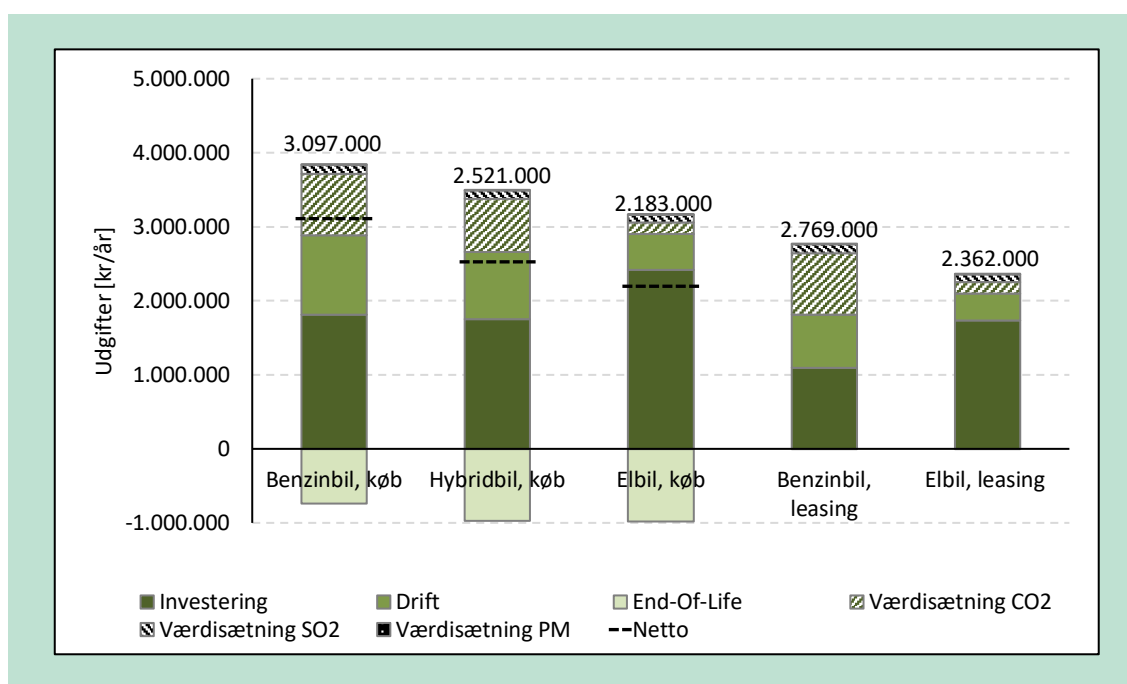
I tabel 21 viser vi den beregnede pris pr. år i brugstiden for de fire niveauer af omkostningsberegningen og for de fem biltyper / anskaffelsesformer. For hvert niveau af omkostningsberegningen er fremhævet den laveste pris (med grønt), dvs. den løsningstype, som ville blive valgt ud fra en ren økonomisk vurdering, og den højeste pris (med gråt).

**TABEL 21.** Indkøbspris og TCO (traditionel, reduceret miljø og fuld miljø) pr. år for anskaffelse og drift af 50 minibiler i 4 år med et årligt kørselsbehov på 25.000 km.

Beløb i kr./år	Benzinbil, køb	Hybridbil, køb	Elbil, køb	Benzinbil, leasing	Elbil, leasing
Indkøbspris	1.812.500	1.750.000	2.420.833	1.096.531	1.735.084
Traditionel TCO	2.880.465	2.659.176	2.904.031	1.808.864	2.099.738
Reduceret miljø-TCO	2.137.771	1.687.961	1.921.390	1.808.864	2.099.738
Fuld miljø-TCO	3.097.458	2.520.583	2.183.189	2.768.552	2.361.537

Konklusionen af beregningen er, at hvis valget sker ud fra indkøbsprisen alene eller med traditionel TCO vil en leaset benzinbil være det optimale. Ved inkludering af en del af miljøomkostningerne (reduceret miljø) vil køb af en hybridbil være det optimale, mens ved en fuld miljø-TCO vil køb af en elbil være det optimale.

I figur 9 viser vi detaljer af sammensætningen for fuld miljø-TCO, dvs. de enkelte omkostnings- og indtægtskomponenter, der indgår helt eller delvist i de fire niveauer af omkostningsberegningen.



**FIGUR 9.** Udgifter og indtægter, der indgår helt eller delvist i de fire niveauer af omkostningsberegningen pr. år for anskaffelse og drift af 50 minibiler i 4 år med et årligt kørselsbehov på 25.000 km. Nettoomkostningen efter gensalgsværdien er trukket fra repræsenteres ved den stiplede vandrette streg i de relevante søjler, og ved prisen, der står over hver søjle.

For det optimale valg (køb af elbil) udgør den samlede værdisætning af CO<sub>2</sub>-, SO<sub>2</sub>- og partikel-emissionerne ca. 12% af de samlede omkostninger.

### 5.3.5 Diskussion og usikkerheder

Biler har så høj en restværdi efter brugsperioden på 4 år, at det ville være uhensigtsmæssigt ikke at medregne en gensalgsværdi. Nettoomkostningen efter denne gensalgsværdi er trukket fra repræsenteres ved den stiplede vandrette streg i hver søjle og ved prisen, der står over hver søjle.

Det bemærkes, at leasing er mere relevant for biler end for mange af de andre produktområder.

For dette produktområde ses det desuden, at prissætningen af eksternaliteterne (CO<sub>2</sub>, SO<sub>2</sub>, og partikler) har væsentlig betydning. For benzinbiler og hybridbiler, der begge bruger store mængder benzin i løbet af deres brugsperiode udgør prissætningen af disse udledninger en væsentlig del af prisen.

Hvor levetiden er afgørende for fx vaskemaskiner, opvaskemaskiner, og computere har den mindre i betydning i denne analyse. Dette skyldes dels, at brugsperioden er væsentligt kortere end produktets levetid. For andre produkter kan en cirkulær forretningsmodel forlænge produktets levetid, hvilket vi ikke mener gør sig gældende for biler på samme måde. De har så høj en pris, at man oftest vil forsøge at holde dem kørende så længe som muligt. Derfor har vi sat bilernes levetid til at være ens i beregningen.

De miljøtekniske data stammer fra pålidelige kilder<sup>43</sup> og priserne er estimeret på baggrund af konkrete udbud i flere kommuner. Usikkerhederne i beregningen stammer dog stadig fra disse to områder. Biler er forskellige og LCA-analyser af biler er meget komplekse og vil altid være behæftet med usikkerheder. Priserne på bilerne er mere præcise, men de reflekterer konkrete modeller, hvor der kan være forskelle i udstyr og rabatordninger. Som tidligere nævnt er det fx nok ikke retvisende, at hybridbilen er dyrere end en tilsvarende benzinbil, idet hybridbilen i princippet er en benzinbil med en ekstra drivline og et større batteri lagt oveni.

## 5.4 Vaskemaskiner

### 5.4.1 Produktvalg

Kommuner, regioner og staten bruger vaskemaskiner på mange niveauer herunder til kantinedrift, dag- og døgninstitutioner og boliger ejet af det offentlige. En del af disse er husholdningsmaskiner, som kan bruges til énfamilie-boliger eller mindre institutioner.

Som gennemgående produkt er valgt en husholdningsmaskine, der vil kunne finde anvendelse i et énfamiliehus, i daginstitutioner, på plejehjem mv.

### 5.4.2 Beskrivelse af valgte produkter og forretningsmodeller til sammenligning

I tabel 22 beskriver vi de forskellige vaskemaskiner og tilhørende forretningsmodeller, vi analyserer.

---

<sup>43</sup> [https://www.klimaraadet.dk/da/system/files\\_force/downloads/baggrundsnotat\\_-\\_hvor\\_klimavenlige\\_er\\_elbiler\\_sammenlignet\\_med\\_benzin-\\_og\\_dieslebiler.pdf](https://www.klimaraadet.dk/da/system/files_force/downloads/baggrundsnotat_-_hvor_klimavenlige_er_elbiler_sammenlignet_med_benzin-_og_dieslebiler.pdf)

**TABEL 22.** Beskrivelser af de seks valgte produkter og forretningsmodeller for vaskemaskiner.

Produkt/forretningsmodel	Beskrivelse
<b>1. Klassisk maskine</b>	Den klassiske maskine har energiklasse A+++ og er på tværs af parametre som vaskekapacitet, lydniveau, el- og vandforbrug en repræsentativ maskine for markedet i 2019/2020. Der antages en brugstid på 6 år.
<b>2. Effektiv maskine</b>	Den effektive maskine ligner den klassiske maskine på alle parametre, men har et strømforbrug, der er ca. 34 % lavere og en indkøbspris, der ligger ca. 20 % højere. Se bilag 2 for detaljeret beregning af strømforbrug. Der antages en brugstid på 6 år.
<b>3. Lang holdbarhed</b>	Maskinen med lang holdbarhed ligner den klassiske maskine på alle parametre, men leverandøren tilbyder en længere garantiperiode end de sædvanlige 6 måneder og 2 års reklamationsret mod betaling. I det valgte produkts pris er inkluderet en 5-års garanti. Desuden er maskinen en model, der ifølge producenten er testet til 20 års brug. Maskinen er ca. 70 % dyrere i investeringsomkostning end løsning 1. Der antages en brugstid på 8 år.
<b>4. Brugt maskine</b>	Den brugte maskine har et funktionsniveau, der ligger tæt på den effektive maskine herunder energiklasse A+++ . Maskinens alder er ca. 4 år, og den leveres istandsat, rengjort og med samme garanti som de nye maskiner (6 måneders garanti og 2 års reklamationsret). Den brugte maskine har en brugsperiode på 4 år, men en total levetid på 8 år, hvilket giver flere år at afskrive udledningerne af klimagasser over.
<b>5. Ny maskine med tilbagekøbsgaranti</b>	Maskinen med tilbagekøbsgaranti svarer til den klassiske maskine, og den købes tilbage af leverandøren eller en samarbejdspartner efter 5 år til 500 kr.
<b>6. Leasing</b>	Maskinen svarer til den klassiske maskine, og der regnes med en brugstid på 6 år.

### 5.4.3 Beregningsforudsætninger

Vi tager udgangspunkt i et indkøb på 40 husholdningsmaskiner med kapacitet på 8 kg pr. vask til en tænkt gennemsnitlig størrelse kommune eller anden offentlig institution. Priser er hentet på leverandørers hjemmeside og sammenlignet med konkrete indkøb i kommunerne. Beregning af maskinernes energiforbrug er baseret på EU-Kommissionens gældende regler for energimærkning<sup>44</sup>. Efter dialog med en kommune om et konkret indkøb og efterfølgende forbrug af vaskemaskiner antages det, at der vaskes 330 gange pr. år i modsætning til energimærkningens antagelse om 220 vaske pr. år.

Data og forudsætninger for beregningerne for de forskellige produkter og forretningsmodeller kan ses i tabel 23. Derudover antages det, at medgået tid og udgifter til vedligeholdelse og evt. reparation i levetiden er den samme for alle produkter/løsninger.

<sup>44</sup> Commission Delegated Regulation (EU) No 1061/2010 of 28 September 2010 supplementing Directive 2010/30/EU of the European Parliament and of the Council with regard to energy labelling of household washing machines, <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DA/TXT/PDF/?uri=CELEX:02010R1061-20170307&from=EN>

**TABEL 23.** Baggrundsdata for de forskellige forretningsmodeller for vaskemaskiner.

	Klassisk	Effektiv	Lang holdbarhed	Brugt	Ny med tilbagekøb	Leasing
Indkøbspris [DKK]	3500	4300	6000	1916	3500 (-500)	166 kr./måned
Forventet brug [år]	6	6	8	4	5	6
Forventet produktlevetid [år]	6	6	8	8	8	6
Energimærke	A+++	A+++	A+++	A+++	A+++	A+++
Kapacitet [kg]	8	8	8	8	8	8
Årligt energiforbrug [kWh]	260	170	260	225	260	260
Årligt vandforbrug [liter]	14850	12150	14520	14100	14850	14850
Antal vaske årligt	330	330	330	330	330	330

Se øvrige forudsætninger i bilag 1.4 og bilag 2.4.

#### 5.4.4 Resultater

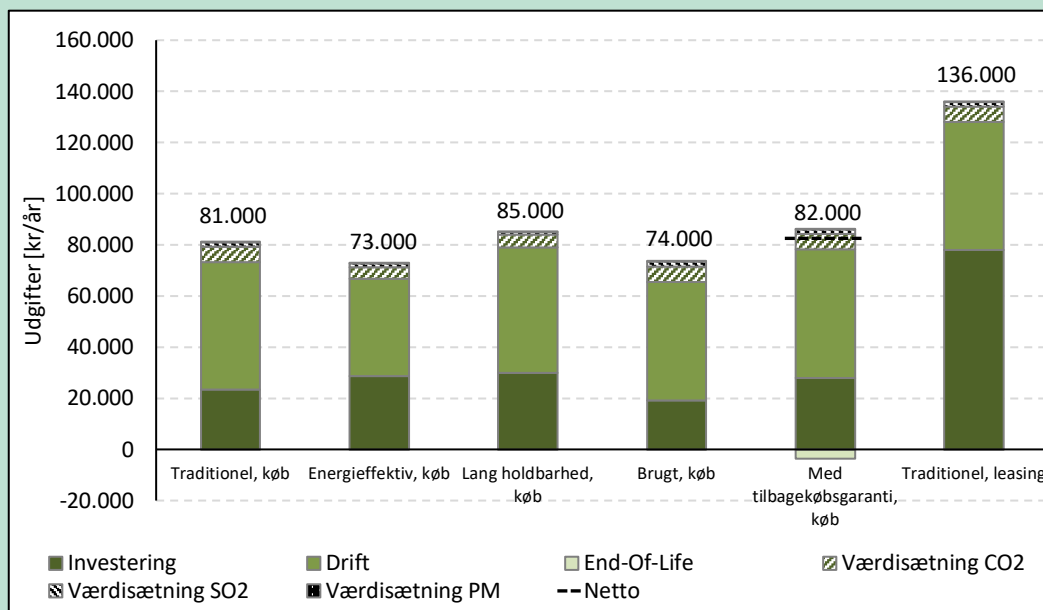
I tabel 24 viser vi den beregnede pris pr. år i brugstiden for de fire niveauer af omkostningsberegningen og for de seks typer vaskemaskiner og anskaffelsesformer. For hvert niveau af omkostningsberegningen er fremhævet den laveste pris (med grønt), dvs. den type vaskemaskine og anskaffelsesform, som ville blive valgt ud fra en ren økonomisk vurdering, og den højeste pris (med gråt).

**TABEL 24.** Indkøbspris og TCO (traditionel, reduceret miljø og fuld miljø) for vaskemaskiner ved indkøb af 40 husholdningsmaskiner til 330 vaske pr. år pr. maskine.

Beløb i kr./år	Traditionel, køb	Energieffektiv, køb	Lang holdbarhed, køb	Brugt, køb	Med tilbagekøbsgaranti, køb	Traditionel, leasing
Indkøbspris	23.333	28.667	30.000	19.160	28.000	78.077
Traditionel TCO	73.345	66.797	78.980	65.515	78.181	128.089
Reduceret miljø-TCO	73.345	66.797	78.980	65.515	74.464	128.089
Fuld miljø-TCO	81.259	72.996	85.228	73.634	82.412	136.003

Konklusionen af beregningen er, at hvis valget sker ud fra indkøbsprisen alene, ud fra traditionel TCO eller reduceret miljø-TCO vil køb af en brugt vaskemaskine være det optimale. Hvis valget sker ud fra en fuld miljø-TCO, vil køb af en energieffektiv maskine være det optimale. Resultatet for køb af en energieffektiv og køb af en brugt ligger dog tæt på hinanden for alle TCO-niveauer, dvs. bort set fra brug af indkøbspris alene.

I figur 10 viser vi detaljer af sammensætningen for fuld miljø-TCO, dvs. de enkelte omkostnings- og indtægtskomponenter, der indgår helt eller delvist i de fire niveauer af omkostningsberegningen.



**FIGUR 10.** Udgifter og indtægter, der indgår helt eller delvist i de fire niveauer af omkostningsberegningen for vaskemaskiner ved indkøb af 40 husholdningsmaskiner til 330 vaske pr. år pr. maskine. Nettoomkostningen efter gensalgsværdien er trukket fra repræsenteres ved den stiplede vandrette streg i den relevante søjle, og ved prisen, der står over hver søjle.

For det optimale valg (køb af energieffektiv vaskemaskine) udgør den samlede værdisætning af CO<sub>2</sub>-, SO<sub>2</sub>- og partikel-emissionerne ca. 8 % af de samlede omkostninger.

#### 5.4.5 Diskussion og usikkerheder

Det kan konkluderes, at fem af de seks løsninger økonomisk set ligger forholdsvis tæt, hvor løsningen med den leasede vaskemaskine er markant dyrere.

Der ses en større forskel i CO<sub>2</sub>-værdisætningen. Dette skyldes den lange produkt-levetid. Ved at købe en brugt maskine forlænges produktets samlede levetid fra 6 til 8 år sammenlignet med løsning køb af en traditionel vaskemaskine, hvilket giver 2 ekstra år at afskrive klimabelastningen over. Maskinen med lang holdbarhed har også en levetid på 8 år, men den valgte maskine har et lidt højere strømforbrug end den brugte, hvilket gør, at CO<sub>2</sub>-udledningen samlet set bliver lidt højere. Det kan dog konkluderes, at lang levetid er vigtigt i forhold til klimabelastningen, og hvis der kan findes en maskine med længere levetid uden et højere strømforbrug, så kunne dette også være en attraktiv løsning. Leasingmodeller som inkluderer løbende vedligeholdelse, kan være med til at sikre produkterne en lang levetid.

De miljømæssige belastninger relateret til produktionen er i denne beregning ens for alle maskinerne. De største usikkerheder i beregningerne er levetiden og priserne. Der findes mange forskellige modeller på markedet med variationer i komponenter, vandforbrug, elforbrug, udvalg af vaskeprogrammer, energimærker, priser, rabatter mv. Vi har forsøgt at finde maskiner, der er ydelsesmæssigt, er sammenlignelige og estimeret realistiske priser, men de små forskelle i de økonomiske resultater for fem af løsningerne ligger inden for beregningens usikkerhedsmargin.

## 5.5 Opvaskemaskiner

### 5.5.1 Produktvalg

Kommuner, regioner og staten bruger opvaskemaskiner på mange niveauer herunder til kantinedrift, dag- og døgninstitutioner og boliger ejet af det offentlige. En del af disse opvaskemaskiner er husholdningsmaskiner, som kan bruges til énfamilie-boliger. Opvaskemaskiner til institutioner mv. skal opfylde Fødevarestyrelsens krav om slutskyl på minimum 80° C for termisk desinfektion, hvilket typiske husholdningsmaskiner ikke opfylder.

Som gennemgående produkt er valgt en almindelig husholdningsmaskine, som vil kunne finde anvendelse i et enfamiliehus, i daginstitutioner, på plejehjem mv. Husholdningsmaskinerne opfylder ikke Fødevarestyrelsens krav om desinficerende slutskyl på min 80°C, men ifølge adspurgte kommuner og leverandører købes der store mængder husholdningsmaskiner til applikationer, der falder uden for kravet, eller hvor desinficeringen foretages på anden vis.

### 5.5.2 Beskrivelse af valgte produkter og forretningsmodeller til sammenligning

I tabel 25 beskriver vi de forskellige opvaskemaskiner og tilhørende forretningsmodeller, vi analyserer.

**TABEL 25.** Beskrivelser af de seks forskellige produkter og forretningsmodeller for opvaskemaskiner

Produkt/forretningsmodel	Beskrivelse
1. Klassisk maskine	Den klassiske maskine har energiklasse A++ og er på tværs af parametre som kapacitet, lydniveau, strøm- og vandforbrug en repræsentativ maskine for markedet i 2019/2020. Der antages en brugstid på 6 år.
2. Effektiv maskine	Den effektive maskine ligner den klassiske maskine på alle parametre, men har energiklasse A+++, et ca. 10% lavere strømforbrug og er ca. 20% dyrere. Der antages en brugstid på 6 år.
3. Lang holdbarhed	Maskinen med lang holdbarhed ligner den klassiske maskine på alle parametre, men leverandøren tilbyder lange garantiperioder mod betaling. I produktets pris er inkluderet en 5 års-garanti. Desuden tilbyder producenten service og originale reservedele mod betaling. Der antages en brugstid på 8 år.
4. Brugt maskine	Den brugte maskine har et funktionsniveau, der ligger tæt på den effektive maskine, men en lavere energiklasse. Maskinens alder er ca. 4 år, og den leveres istandsat, rengjort og med samme garanti som de nye maskiner (6 måneders garanti og 2 års reklamationsret). Den brugte maskine har en brugsperiode på 4 år, men en total levetid på 8 år, hvilket giver flere år at afskrive udledningerne af klimagasser over.
5. Ny maskine med tilbagekøbsgaranti	Maskinen med tilbagekøbsgaranti svarer til den klassiske maskine og den købes tilbage af leverandøren eller en samarbejdspartner efter 5 år til 500 kr. Det antages at maskinen kan sættes i stand, sælges som brugt og herefter anvendes i yderligere 3 år. Dette giver i alt 8 år at afskrive udledningen af klimagasser over.
6. Leasing	Maskinen svarer til den klassiske maskine, og der regnes med en brugstid på 6 år.

### 5.5.3 Beregningsforudsætninger

Der regnes på et indkøb af 40 maskiner og et forventet brugsmønster på 420 vaske pr. år pr. opvaskemaskine til en tænkt gennemsnitlig størrelse kommune eller anden offentlig institution,



hvilket er baseret på feedback fra kommunerne. Priser er hentet på leverandørers hjemmeside og sammenholdt med konkrete indkøb i kommunerne. Beregning af maskinernes energiforbrug er baseret på EU-Kommissionens gældende regler for energimærkning<sup>45</sup>. Det antages, at der vaskes 420 gange pr år i modsætning til energimærkningens antagelse om 280 vaske pr. år.

Det antages, at medgået tid og udgifter til vedligeholdelse og evt. reparation i levetiden er den samme for alle produkter/løsninger.

I tabel 26 følger en gennemgang af nøgledata for de forskellige produkter og forretningsmodeller.

**TABEL 26.** Baggrundsdata for de forskellige forretningsmodeller for opvaskemaskiner

	Klassisk	Effektiv	Lang holdbarhed	Brugt	Ny med tilbagekøb	Leasing
Indkøbspriser eller månedlig leasingpris* [DKK]	3500	4800	6000	1440	3500	166 kr./måned
Forventet brug [år]	6	6	8	4	5	4
Forventet produktlevetid [år]	6	6	8	8	8	6
Kapacitet	13 kuverter	13 kuverter	13 kuverter	13 kuverter	13 kuverter	13 kuverter
Energimærke	A++	A+++	A++	A+ <sup>46</sup>	A++	A++
Antal vaske årligt	420	420	420	420	420	420
Årligt energiforbrug [kWh]	387	349	392	436	387	387
Årligt vandforbrug [liter]	3990	3990	4158	4200	3990	3990

\* Priserne er baseret på internetsøgninger og sammenlignet med konkrete indkøb i kommunerne

Se øvrige forudsætninger i bilag 1.5 og bilag 2.5.

## 5.5.4 Resultater

I tabel 27 viser vi den beregnede pris pr. år i brugstiden for de fire niveauer af omkostningsberegningen og for de seks typer opvaskemaskiner og anskaffelsesformer. For hvert niveau af omkostningsberegningen er fremhævet den laveste pris (med grønt), dvs. den type opvaskemaskine og anskaffelsesform, som ville blive valgt ud fra en ren økonomisk vurdering, og den højeste pris (med gråt).

<sup>45</sup> Commission Delegated Regulation (EU) No 1061/2010 of 28 September 2010 supplementing Directive 2010/30/EU of the European Parliament and of the Council with regard to energy labelling of household washing machines, <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DA/TXT/PDF/?uri=CELEX:02010R1061-20170307&from=EN>

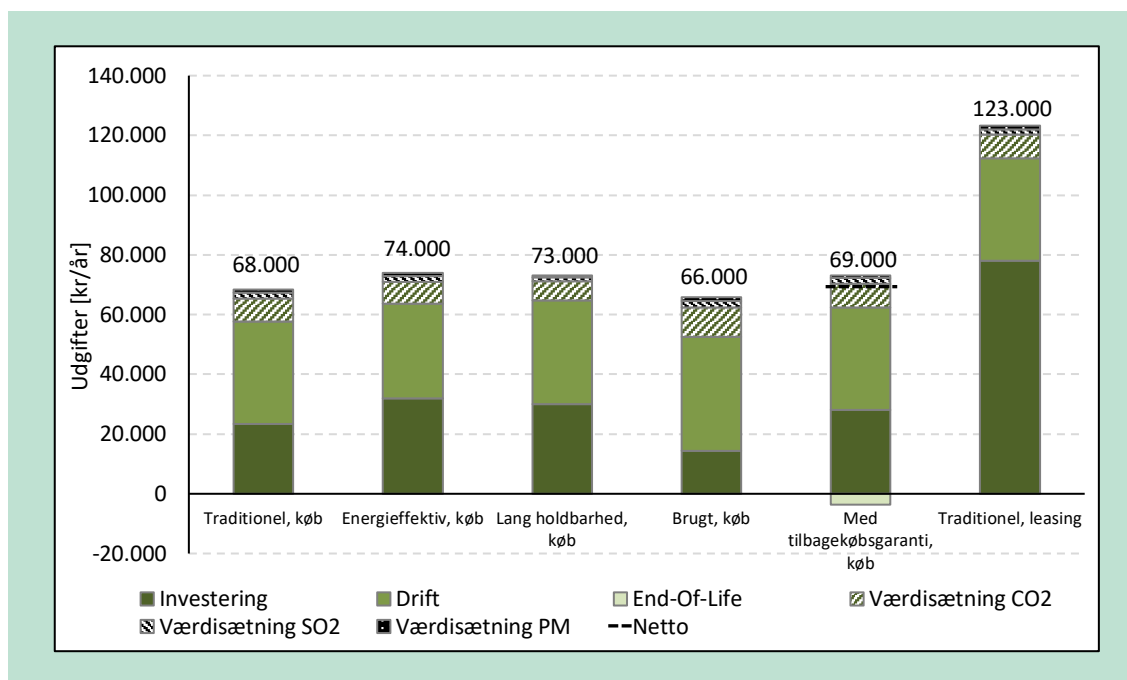
<sup>46</sup> I 2016/2017 var de fleste opvaskemaskiner på markedet enten energiklasse A+ eller A++. Ud fra en markedsundersøgelse (Primo 2020) er de fleste brugte opvaskemaskiner der udbydes i Energiklasse A+, hvorfor denne energiklasse bruges i beregningerne.

**TABEL 27.** Indkøbspris og TCO (traditionel, reduceret miljø og fuld miljø) pr. år ved indkøb af 40 opvaskemaskiner til 420 opvaske pr. år pr. maskine.

Beløb i kr./år	Traditionel, køb	Energieffektiv, køb	Lang holdbarhed, køb	Brugt, køb	Med tilbagekøbsgaranti, køb	Traditionel, leasing
Indkøbspris	23.333	32.000	30.000	14.400	28.000	78.077
Traditionel TCO	57.587	63.772	64.704	52.556	62.342	112.331
Reduceret miljø-TCO	57.587	63.772	64.704	52.556	58.626	112.331
Fuld miljø-TCO	68.413	73.961	73.016	65.739	69.437	123.157

Konklusionen af beregningen er uanset om valget sker ud fra indkøbsprisen alene eller ud fra traditionel TCO, reduceret miljø-TCO eller fuld miljø-TCO er det økonomisk optimale valg køb af en brugt opvaskemaskine.

I figur 11 viser vi detaljer af sammensætningen for fuld miljø-TCO, dvs. de enkelte omkostnings- og indtægtskomponenter, der indgår helt eller delvist i de fire niveauer af omkostningsberegningen.



**FIGUR 11.** Udgifter og indtægter, der indgår helt eller delvist i de fire niveauer af omkostningsberegningen pr. år ved indkøb af 40 opvaskemaskiner til 420 opvaske pr. år pr. maskine. Nettoomkostningen efter gensalgsværdien er trukket fra repræsenteres ved den stiplede vandrette streg i den relevante søjle, og ved prisen, der står over hver søjle.

For det optimale valg (køb af brugt opvaskemaskine) udgør den samlede værdisætning af CO<sub>2</sub>-, SO<sub>2</sub>- og partikel-emissionerne ca. 20 % af de samlede omkostninger.

### 5.5.5 Diskussion og usikkerheder

På samme måde som ved vaskemaskinerne er det den lange levetid, der giver opvaskemaskinen med lang holdbarhed den laveste værdisætning af miljøvirkningerne. Den brugte maskine har også en lang levetid, men den brugte opvaskemaskine har et højere elforbrug, hvilket modvirker den fordel, maskinen har i sine lange produktlevetid.

Alle opvaskemaskinerne ligger økonomisk set tæt, med undtagelse af den leasede maskine, der bliver markant dyrere.

## 6. Cases for brug af livscyklusomkostninger

Ud fra projektgruppens erfaringer med offentlige udbud og gennemførte interviews med indkøbere i det offentlige viser, at mange offentlige indkøber overvejer TCO og et vist omfang inkluderer mere end den rene indkøbspris i tildelingskriterierne. Vi har dog ikke kunnet finde gennemførte udbud med inddragelse af bredere livscyklusomkostninger herunder eksterne indvirkninger på miljøet bortset fra enkelte helhedsorienterede udbud på basis af funktionskrav, se herunder.

De følgende gennemførte TCO-udbud er indsamlet blandt de offentlige indkøbere, vi havde kontakt med i løbet af analysen:

- Aalborg Kommune, hårde hvidevarer: Kommunen gennemførte et udbud med TCO for hårde hvidevarer, hvor de brugte et Excel-ark, som leverandørerne skulle indtaste oplysninger som fx elforbrug og vandforbrug. Derudover blev der udarbejdet en lille vejledning, hvor de forhold, som produkterne skulle testes efter, blev beskrevet. Dette var for at sikre transparens og gøre de forskellige tilbud sammenlignelige. Kommunen havde fået modellen fra Odense Kommune.
- Vejle Kommune, hårde hvidevarer: Kommunen har lavet et tilsvarende TCO-udbud for hårde hvidevarer som Aalborg baseret på Odenses TCO-model.
- Herlev Kommune, printere: Kommunen har et gennemført TCO-udbud på printere.
- Horsens Kommune, generel TCO-model: Kommunen har anvendt en trappemodel, hvor TCO-kriterier vurderes sammen med produkternes ydelse.
- Esbjerg Kommune, biler: Kommunen har gennemført et TCO-udbud af biler, som inkluderede indkøb, drift, service og tilbagekøbspris.
- Region Syd, biler og it-udstyr: Regionen har gennemført TCO-udbud af biler og af it-udstyr.
- Københavns Kommune, professionelle hvidevarer: Kommunen har blandede erfaringer med brug af TCO. Positivt har været et succesfuldt udbud af professionelle vaskemaskiner og tørretumblerne med TCO baseret på Odense Kommunes TCO-model. Kommunen benyttede en ekstern fagspecialist til at kvalificere det tekniske indhold.
- Odense Kommune, chipble: Udbuddet skete for voksenbleer udstyret med chip, der informerer personale om nødvendige bleskift. Chipbleer giver en positiv effekt for både personale (sparet og optimering af anvendelsen af arbejdstiden) og for bruger (intimitet, ubehag ved konstante overflødige tjek og våde bleer undgås). Endvidere kan data fra chip-bleen hjælpe i diagnosticering og føre til sundhedsfremme og livskvalitet (her er dog konstateret nogle juridiske problemstillinger i forhold til persondata). Udbuddet blev lavet som et helhedsorienteret løsningsudbud, hvor forskellige løsninger, der kunne reducere arbejdstiden, blev vurderet.

- Odense Kommune, arbejdstøj: Formålet var nøjsomt og reduceret forbrug, herunder at undgå spild. Mange bistandsklienter, der kommer i aktivering et sted, hvor der anvendes kommunalt leveret arbejdsbeklædning, afleverede ikke efterfølgende tøjet. Dette forårsagede et stort spild, som er blevet løst af udbuddet ved hjælp af en tøjautomat, hvor man både låner sit tøj og afleverer det igen. Udbuddet blev udarbejdet med fokus på totalløsninger (systemløsninger). I stedet for blot at sammenligne to forskellige tøjmærker blev der kigget overordnet på, hvordan leverandøren kunne nedbringe spildet. Endvidere blev der stillet krav til Økotex-mærket, kvaliteten af produktet og leverandørens inkorporering af verdensmålene.
- Odense Kommune, vejsalt: I stedet for at udbyde levering af vejsalt eller spredning af vejsalt, arbejder kommunen med at helhedsorienteret udbud fx af "løsninger til fjernelse af is på veje". Et lignende eksempel, hvor dette allerede har fundet anvendelse er bekæmpelse af ukrudt, hvor der er valgt en damp-løsning frem for sprøjtemidler. Det handler om at finde den rigtige løsning fremfor "et for-defineret produkt til den laveste pris". Indkøbsafdelingen arbejder tæt sammen med øvrige afdelinger i kommunen på disse udbud.

# Bilag 1. Baggrund for energiberegninger og andet forbrug i brugsfasen

For de fleste af de produktgrupper der indgår i analyserne, er der enten et direkte eller indirekte energiforbrug i brugsfasen.

Ud over energi anvendes der også vand for flere af produktgrupperne. Nedenfor gennemgås det hvorledes energiforbruget samt vandforbruget i brugsfasen beregnes for de forskellige produkter.

## Bilag 1.1 Computere

Det årlige energiforbrug for de forskellige computere er baseret på deres strømforbrug i tre forskellige tilstande samt tiden i hver tilstand. De tilstande der er inkluderet i analysen og tiden i hver tilstand er:

- Tid slukket tilstand (off) – 60% af tiden
- Tid slumre-tilstand (SB (standby)) – 10% af tiden
- Tid tændt tilstand (on) – 30% af tiden

Watt-forbruget i hver tilstand er baseret på data fra Energy Star-databasen<sup>47</sup>, hvor effektforbruget i hver tilstand er opgivet. Dog findes der ikke en alment anerkendt målestandard for forbruget i aktiv tilstand, hvilket betyder at effektforbruget i aktiv tilstand er opgivet på baggrund af "short idle" i Energy Star, da det er dette tal der kommer tættest på effektforbruget i aktiv tilstand. Short idle er beskrevet i Energy Star som:

- "Short Idle: The mode where the Computer has reached an Idle condition (i.e., 5 minutes after OS boot or after completing an active workload or after resuming from Sleep Mode), the screen is on, and Long Idle power management features have not engaged (e.g. HDD is spinning and the Computer is prevented from entering sleep mode). PSHORT\_IDLE represents the average power measured when in the Short Idle Mode."

På baggrund af tiden i de forskellige tilstande og effektforbruget i tilstandene beregnes det årlige energiforbrug ved hjælp af følgende formel:

$$\frac{kWh}{\text{år}} = 8760 \text{ timer/år} \times \frac{Off (W) \times Tid \text{ off} (\%) + SB (W) \times Tid \text{ SB}(\%) + On (W) \times Tid \text{ on}(\%)}{1000 W/kW}$$

## Bilag 1.2 Belysning

Det årlige energiforbrug for de forskellige typer belysning af baseret på pærenes/armaturernes watt forbrug samt brugstid. For at sikre at pærene er sammenlignelige, anvendes

<sup>47</sup> <https://www.energystar.gov/productfinder/product/certified-computers/>

den samme lysstrøm (3000 lumen) på tværs af produkterne i beregningerne. For de enkelte beregnes først deres effektivitet (lumen/watt), hvor følgende formel benyttes:

$$Watt = \frac{3000 \text{ lumen}}{\text{lumen/watt}}$$

For at finde produkternes lumen/watt er der anvendt data fra leverandørens hjemmesider samt ved dialog med leverandørerne. I det første alternativ "2. Retrofit med LED-lysrør" der kan det dog være svært at vurdere den korrekte lumen/watt, da tabet af lysstrøm ikke kendes. Hvis man udelukkende anvender lysrørets data, så vil lysstrømmen ud af armaturet være væsentlig mindre, da armaturets opbygning som fx diffusere vil reducere lysstrømmen. Derfor anvendes et fast standardtal for lumen/watt for dette alternativ<sup>48</sup>. De anvendte lumen/watt for de forskellige alternativer er:

- Retrofit med LED-board – 130 lumen/watt
- Retrofit med LED-lysrør – 105 lumen/watt
- Nyt billigt LED-armatur – 105 lumen/watt
- Nyt kvalitets LED-armatur – 110 lumen/watt

Når watt-tallet kendes beregnes det årlige energiforbrug ud fra følgende formel:

$$kWh/\text{år} = \frac{Watt \times 2200 \text{ timer}/\text{år}}{1000 \text{ watt/kilowatt}}$$

### Bilag 1.3 Transport

Hvor mange kilometer en mini eller mellemklasses størrelse bil kører på en liter benzin eller kWh kan være svært at få et realistisk bud på, da brændstofsøkonomien dels er forbundet med føreren af bilen, men også i høj grad af temperatur, rute, køkørsel osv. Det er almindelig kendt, at den brændstoføkonomi, der bliver reklameret for hos forhandlerne ofte overestimerer hvor effektive bilerne er. I den erkendelse er der blevet udviklet en ny standard til at opgøre hvor brændstoføkonomiske biler er. Tidligere benyttede man NEDC-standard, som stadig er synlig på mange handelsplatforme. Derfor kan det være svært at få et overblik. I dag benytter man WLTP-standard<sup>49</sup> til at opgøre brændstofsøkonomien for biler. Dette har generelt betydet at biler bliver opgjort til at kører kortere på literen end for få år siden. Ud fra en hurtig internetsøgning hos de mest gængse bilmærker, så bliver benzinbiler opgjort til at køre mellem 16-18 km/l mens hybridbiler er opgjort til 19-22 km/l. Det skal her bemærkes at der er tale "mild" hybrid hvilket betyder at man ikke skal lade hybridbilerne op. Elbilerne er opgjort i forhold til kWh/100 km, og her er er forbruget typisk imellem 16 kWh/100 km og 22 kWh/100 km efter WLTP-standard<sup>50</sup>. Dette betyder at de forskellige typer biler, bliver sammenlignet efter den samme WLTP-standard.

For at beregne energiforbruget (kWh eller liter benzin) for at køre 25000 km om året bruges følgende formel:

$$\text{Liter pr år (25000 km)} = \frac{\text{liter}/100 \text{ km}}{100 \text{ km}} \times 25000 \text{ km}$$

<sup>48</sup> [https://www.byggeriogenergi.dk/media/1990/led\\_ok.pdf](https://www.byggeriogenergi.dk/media/1990/led_ok.pdf)

<sup>49</sup> <https://wltpfacts.eu/what-is-wltp-how-will-it-work/>

<sup>50</sup> <https://ev-database.org/>

## Bilag 1.4 Vaskemaskiner

Ifølge revisionsstudiet<sup>51</sup>, for vaskemaskiner med hensyn til nye ecodesign og energimærkningskrav, er størstedelen af de vaskemaskiner der blev solgt i 2014 mærket bedre end A. Ifølge studiet var 31% af vaskemaskinerne A+ mærket, 21% A++ mærket og 43% A+++ mærket. Derfor formodes langt størstedelen af de vaskemaskiner, der er tilgængelige på markedet i dag, at være A+++ . Dette bekræftes også af en hurtig internetundersøgelse, der viser, at udvalget er størst af de effektive maskiner. Dermed må det formodes, at de fleste vaskemaskiner der bliver tilbudt, har højeste energimærke. Dette betyder dog langt fra, at alle vaskemaskiner er lige effektive. Selvom markedet på det nuværende energimærke er nået til højeste effektivitet, så er der stadig stor forskel på hvor effektive vaskemaskiner er. Derfor giver det stadig mening at kigge på vaskemaskiner med lav effektivitet (traditionel) og med høj effektivitet, da energiforbruget vil være forskelligt.

Energiforbruget for vaskemaskiner er baseret på de energiberegninger for årligt energiforbrug der er gældende i den nuværende energimærkning for vaskemaskiner<sup>52</sup>. Det skal dog bemærkes, at der kommer en ny forordning fra d. 1. marts, 2021. Den nuværende metode til at beregne det årlige energiforbrug ( $AE_C$ ) er indsat nedenfor:

$$AE_C = E_t \times 220 + \frac{(P_l \times T_l \times 220) + P_o \times [525600 - (T_t \times 220) - (T_l \times 220)]}{60 * 1000}$$

$E_t$  = vægtet energiforbrug

$P_o$  = vægtet effektforbrug i slukket tilstand

$P_l$  = vægtet effektforbrug i left on – tilstand

$T_t$  = vægtet programvarighed

$T_l$  = varighed af left on – tilstand

220 = det samlede antal normale vaskecykluser pr. år

De forskellige værdier er tilgængelige fra datablade fra producenternes hjemmesider. Det skal dog bemærkes, at det antages, at vaskemaskiner hos det offentlige bliver brugt mere og derfor har 330 vaskecykluser på et år. Dermed bliver formlen:

$$AE_C = E_t \times 330 + \frac{(P_l \times T_l \times 330) + P_o \times [525600 - (T_t \times 330) - (T_l \times 330)]}{60 * 1000}$$

Ud over elektricitet bruger vaskemaskiner også vand i brugsfasen. I 2014 var det årlige vandforbrug for nye vaskemaskiner ca. 9900 liter. En hurtig internetundersøgelse viser også at de fleste vaskemaskiner med en kapacitet på 8 kg har et årligt vandforbrug på mellem 8000 liter og 12000 liter. Formlen til at beregne det årlige vandforbrug ( $AW_C$ ) er baseret på den nuværende energimærkeforordning.

$$AW_C = W_t \times 220$$

$W_t$  = vægtet vandforbrug

220 = det samlede antal normale vaskecykluser pr. år

<sup>51</sup> [https://www.eceee.org/static/media/uploads/site-2/ecodesign/products/domestic-washing-machines/jrc108604\\_20171117\\_wash\\_prepstudy\(6\).pdf](https://www.eceee.org/static/media/uploads/site-2/ecodesign/products/domestic-washing-machines/jrc108604_20171117_wash_prepstudy(6).pdf)

<sup>52</sup> Commission Delegated Regulation (EU) No 1061/2010 of 28 September 2010 supplementing Directive 2010/30/EU of the European Parliament and of the Council with regard to energy labelling of household washing machines, <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DA/TXT/PDF/?uri=CELEX:02010R1061-20170307&from=EN>



Formlen for vandforbruget justeres også i forhold til det øgede antal vaskecyklusser så formelen bliver:

$$AW_C = W_t \times 330$$

### Bilag 1.5 Opvaskemaskiner

Ifølge revisionsstudiet<sup>53</sup>, for opvaskemaskiner med hensyn til nye ecodesign og energimærkningskrav, er størstedelen af de opvaskemaskiner, der blev solgt i 2013 mærket med A eller bedre. Ifølge studiet var 39% af vaskemaskinerne A+ mærket, 33% A++ mærket og 10% A+++ mærket. Derfor formodes langt størstedelen af de vaskemaskiner, der er tilgængelige på markedet i dag, at være enten A++ eller A+++ . Dette bekræftes også af en hurtig internetundersøgelse, der viser, at udvalget er størst af de effektive maskiner. Dermed må det formodes, at de fleste vaskemaskiner der bliver tilbudt til de offentlige indkøbere, har enten energiklasse A++ eller A+++ .

Energimærket er forbundet med det årlige energiforbrug. Det årlige energiforbrug er beregnet på baggrund beregningerne i den nuværende energimærkning for opvaskemaskiner<sup>54</sup>. Det skal dog bemærkes, at der kommer en ny forordning fra d. 1. marts 2021. Den nuværende metode til at beregne det årlige energiforbrug ( $AE_C$ ) er indsat nedenfor:

$$AE_C = E_t \times 280 + \frac{(P_l \times T_l \times 280) + P_o \times [525600 - (T_t \times 280) - (T_l \times 280)]}{60 * 1000}$$

$E_t$  = energiforbruget for normalcyklussen

$P_o$  = effekt i »slukket tilstand« for den normale opvaskecyklus

$P_l$  = effekt i »left on – tilstand« for den normale opvaskecyklus

$T_t$  = programvarighed for den normale opvaskecyklus,

$T_l$  = målt varighed i »left on – tilstand«

280 = det samlede antal normale opvaskecyklusser pr. år

De forskellige værdier er tilgængelige fra datablade fra producenternes hjemmesider. Det skal dog bemærkes at det antages at opvaskemaskiner hos det offentlige bliver brugt mere og derfor har 420 vaskecyklusser på et år. Dermed bliver formelen:

$$AE_C = E_t \times 420 + \frac{(P_l \times T_l \times 420) + P_o \times [525600 - (T_t \times 420) - (T_l \times 420)]}{60 * 1000}$$

Ud over at opvaskemaskiner er blevet mere energieffektive, så er de også blevet større. Dette betyder, at de fleste opvaskemaskiner der i dag sælges enten har en kapacitet på 13 eller 14 kuverter. Til beregningerne i denne rapport er der valgt en kapacitet på 13 kuverter, da dette umiddelbart er den mest gængse størrelse på markedet nu.

Ud over elektricitet bruger vaskemaskiner også vand i brugsfasen. I 2014 var det årlige vandforbrug for nye vaskemaskiner ca. 3500 liter<sup>55</sup>. En hurtig internetundersøgelse viser også

<sup>53</sup> [https://www.eceee.org/static/media/uploads/site-2/ecodesign/products/Domestic%20dishwashers%20ENER%20lot%2014/prep\\_study\\_final\\_review\\_2017.pdf](https://www.eceee.org/static/media/uploads/site-2/ecodesign/products/Domestic%20dishwashers%20ENER%20lot%2014/prep_study_final_review_2017.pdf)

<sup>54</sup> Commission Delegated Regulation (EU) No 1061/2010 of 28 September 2010 supplementing Directive 2010/30/EU of the European Parliament and of the Council with regard to energy labelling of household washing machines, <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DA/TXT/PDF/?uri=CELEX:02010R1061-20170307&from=EN>

<sup>55</sup> Baseret på et vandforbrug pr kuvert på 0,959 liter pr vask (for en opvaskemaskine med 12 kuverter). Dette tal er blevet omregnet til en opvaskemaskine med 13 kuverter. Vandforbruget pr kuvert er baseret

at de fleste vaskemaskiner med en kapacitet på 13 kuverter har et årligt vandforbrug på mellem 2300 liter og 3000 liter. Formlen til at beregne det årlige vandforbrug ( $AW_C$ ) er baseret på den nuværende energimærkeforordning.

$$AW_C = W_t \times 280$$

$W_t$  = vægtet vandforbrug

220 = det samlede antal normale vaskecyklusser pr. år

Formlen for vandforbruget justeres også i forhold til det øgede antal vaskecyklusser så formelen bliver:

$$AW_C = W_t \times 420$$

---

på: [https://www.eceee.org/static/media/uploads/site-2/ecodesign/products/Domestic%20dishwashers%20ENER%20lot%2014/prep\\_study\\_final\\_review\\_2017.pdf](https://www.eceee.org/static/media/uploads/site-2/ecodesign/products/Domestic%20dishwashers%20ENER%20lot%2014/prep_study_final_review_2017.pdf)

# Bilag 2. Baggrund for miljøberegninger

Nedenfor præsenteres nogle af de forudsætninger, som er blevet lavet i forbindelse med miljøberegningerne for de forskellige produkter. I miljøberegningerne kigges der på påvirkningerne gennem hele produktets liv. Det vil sige fra udvinding af råmateriale, produktion af materialer, brug af produktet og genbrug/genanvendelse når produktet bortskaffes. Produktets brugsfase er allerede beskrevet i tidligere afsnit hvor energiforbruget for de forskellige typer af produkter fastsættes. Energiforbruget omsættes i dette afsnit til nogle miljøfaktorer, som så sammenholdes med påvirkninger i de andre dele af livscyklussen.

I afsnittene nedenfor gennemgås opsummeres kort følgende:

- En overordnet BOM (Bill-of-Materials/materialesammensætning) for produkterne visuelt præsenteret samt henvisninger til litteratur hvor de specifikke materialesammensætninger samt fremstillingsprocesser fremgår.
- Henvisning til information om den samlede materialesammensætning der anvendes
- De årlige miljøpåvirkninger for de forskellige alternativer der sammenlignes

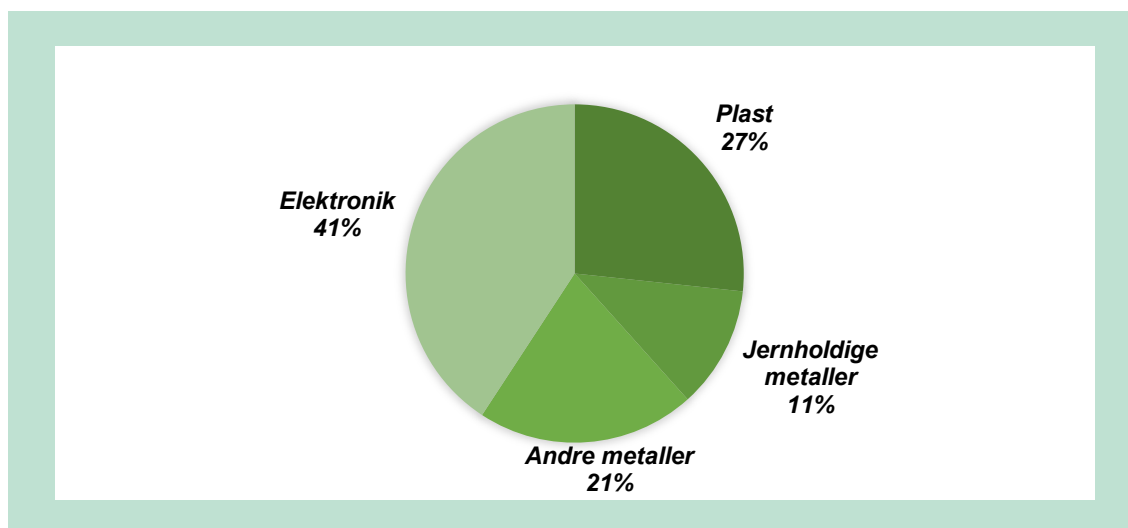
## Bilag 2.1 Computere

Computere indeholder en del printplader samt andet elektronik, hvilket medfører at selvom computeren ikke vejer meget, så kan materiale samt produktionsfasen have en stor miljøpåvirkning. Derudover så er energiforbruget reduceret væsentlig for specielt bærbare computere. Derudover kan materialerne der indgår i computere have særlig interesse, da printet kan indeholde sjældne og værdifulde råmaterialer. De sjældne og værdifulde råmateriale bliver ikke kvantificeret i denne analyse. I denne analyse tages der udgangspunkt i en computer der vejer lidt under 2 kg. Materialesammensætningen er baseret på et JRC-studie<sup>56</sup> for computere og ressourceeffektivt. De materialer der indgår i de forskellige computere antages at være ens, da det ikke er muligt at differentiere de forskellige typer af computere der indgår i analysen.

Den specifikke materialesammensætning der er anvendt, er præsenteret i JRC-studiet. Den overordnede materialesammensætning er præsenteret i følgende figur.

---

<sup>56</sup> [https://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/bitstream/JRC105156/20180115\\_-\\_jrc\\_technical\\_report\\_online\\_v02.pdf](https://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/bitstream/JRC105156/20180115_-_jrc_technical_report_online_v02.pdf)



**FIGUR 12.** Overordnet materialesammensætning for en bærbar computer.

En bærbar computer består overordnet af forskellige typer plast som ABS og PP. Derudover består den selvfølgelig af en masse forskellige printplader og anden elektronik. Det er i særligt i disse dele af de sjældne og værdifulde råmaterialer findes.

Baseret på denne materialesammensætning samt antagelserne om energiforbrug samt levetiderne præsenteret i afsnit 5.1.2 beregnes den årlige miljøpåvirkning. Den årlige miljøpåvirkning er præsenteret i følgende tabeller.

**TABEL 28.** Årlige miljøpåvirkninger for Traditionel, køb med en levetid på 4 år.

	Materialer	Produktion	Brug	Bortskaffelse	Genbrug og genanvendelse	Samlet
Total energi (GER) [MJ]	259	27	37	8	-56	275
Drivhusgasser i GWP100 [kg CO2 eq.]	14	2	2	0	-3	14
Forsuring, emissioner [g SO2 eq.]	54	9	2	0	-13	52
Flygtige organiske forbindelser (VOC) [g]	0	0	1	0	0	1
Persistente organiske miljøgifte (POP) [ng i-Teq]	2	0	0	0	-1	2
Tungmetaller [mg Ni eq]	15	1	0	0	-5	11
PAH'er [mg Ni eq.]	21	0	0	0	-6	17
Partikelmateriale (PM, støv) [g]	7	3	0	0	-2	8

**TABEL 29.** Årlige miljøpåvirkninger for Energieffektiv, køb med en levetid på 4 år

	Materialer	Produktion	Brug	Bortskaffelse	Genbrug og genanvendelse	Samlet
Total energi (GER) [MJ]	259	27	30	8	-56	268
Drivhusgasser i GWP100 [kg CO2 eq.]	14	2	1	0	-3	14
Forsuring, emissioner [g SO2 eq.]	54	9	1	0	-13	52
Flygtige organiske forbindelser (VOC) [g]	0	0	1	0	0	1
Persistente organiske miljøgifte (POP) [ng i-Teq]	2	0	0	0	-1	2
Tungmetaller [mg Ni eq.]	15	1	0	0	-5	11
PAH'er [mg Ni eq.]	21	0	0	0	-6	16
Partikelmateriale (PM, støv) [g]	7	3	0	0	-2	8

**TABEL 30.** Årlige miljøpåvirkninger for High-end (lang holdbarhed), køb med en levetid på 6 år.

	Materialer	Produktion	Brug	Bortskaffelse	Genbrug og genanvendelse	Samlet
Total energi (GER) [MJ]	173	18	33	5	-37	192
Drivhusgasser i GWP100 [kg CO2 eq.]	9	1	1	0	-2	10
Forsuring, emissioner [g SO2 eq.]	36	6	1	0	-8	35
Flygtige organiske forbindelser (VOC) [g]	0	0	1	0	0	1
Persistente organiske miljøgifte (POP) [ng i-Teq]	2	0	0	0	-1	1
Tungmetaller [mg Ni eq.]	10	1	0	0	-3	8
PAH'er [mg Ni eq.]	14	0	0	0	-4	11
Partikelmateriale (PM, støv) [g]	5	2	0	0	-1	5

**TABEL 31.** Årlige miljøpåvirkninger for Brugt, køb med en levetid på 6 år.

	Materialer	Produktion	Brug	Bortskaffelse	Genbrug og genanvendelse	Samlet
Total energi (GER) [MJ]	173	18	45	5	-37	203
Drivhusgasser i GWP100 [kg CO2 eq.]	9	1	2	0	-2	10
Forsuring, emissioner [g SO2 eq.]	36	6	2	0	-8	35
Flygtige organiske forbindelser (VOC) [g]	0	0	1	0	0	1
Persistente organiske miljøgifte (POP) [ng i-Teq]	2	0	0	0	-1	1
Tungmetaller [mg Ni eq.]	10	1	1	0	-3	8
PAH'er [mg Ni eq.]	14	0	0	0	-4	11
Partikelmateriale (PM, støv) [g]	5	2	0	0	-1	5

**TABEL 32.** Årlige miljøpåvirkninger for Opgraderbar, køb med en levetid på 6 år.

	Materialer	Produktion	Brug	Bortskaffelse	Genbrug og genanvendelse	Samlet
Total energi (GER) [MJ]	173	18	33	5	-37	192
Drivhusgasser i GWP100 [kg CO2 eq.]	9	1	1	0	-2	10
Forsuring, emissioner [g SO2 eq.]	36	6	1	0	-8	35
Flygtige organiske forbindelser (VOC) [g]	0	0	1	0	0	1
Persistente organiske miljøgifte (POP) [ng i-Teq]	2	0	0	0	-1	1
Tungmetaller [mg Ni eq.]	10	1	0	0	-3	8
PAH'er [mg Ni eq.]	14	0	0	0	-4	11
Partikelmateriale (PM, støv) [g]	5	2	0	0	-1	5

**TABEL 33.** Årlige miljøpåvirkninger for Med tilbagekøbsgaranti, køb med en levetid på 6 år.

	Materialer	Produktion	Brug	Bortskaffelse	Genbrug og genanvendelse	Samlet
Total energi (GER) [MJ]	173	18	36	5	-37	195
Drivhusgasser i GWP100 [kg CO2 eq.]	9	1	2	0	-2	10
Forsuring, emissioner [g SO2 eq.]	36	6	1	0	-8	35
Flygtige organiske forbindelser (VOC) [g]	0	0	1	0	0	1
Persistente organiske miljøgifte (POP) [ng i-Teq]	2	0	0	0	-1	1
Tungmetaller [mg Ni eq.]	10	1	0	0	-3	8
PAH'er [mg Ni eq.]	14	0	0	0	-4	11
Partikelmateriale (PM, støv) [g]	5	2	0	0	-1	5

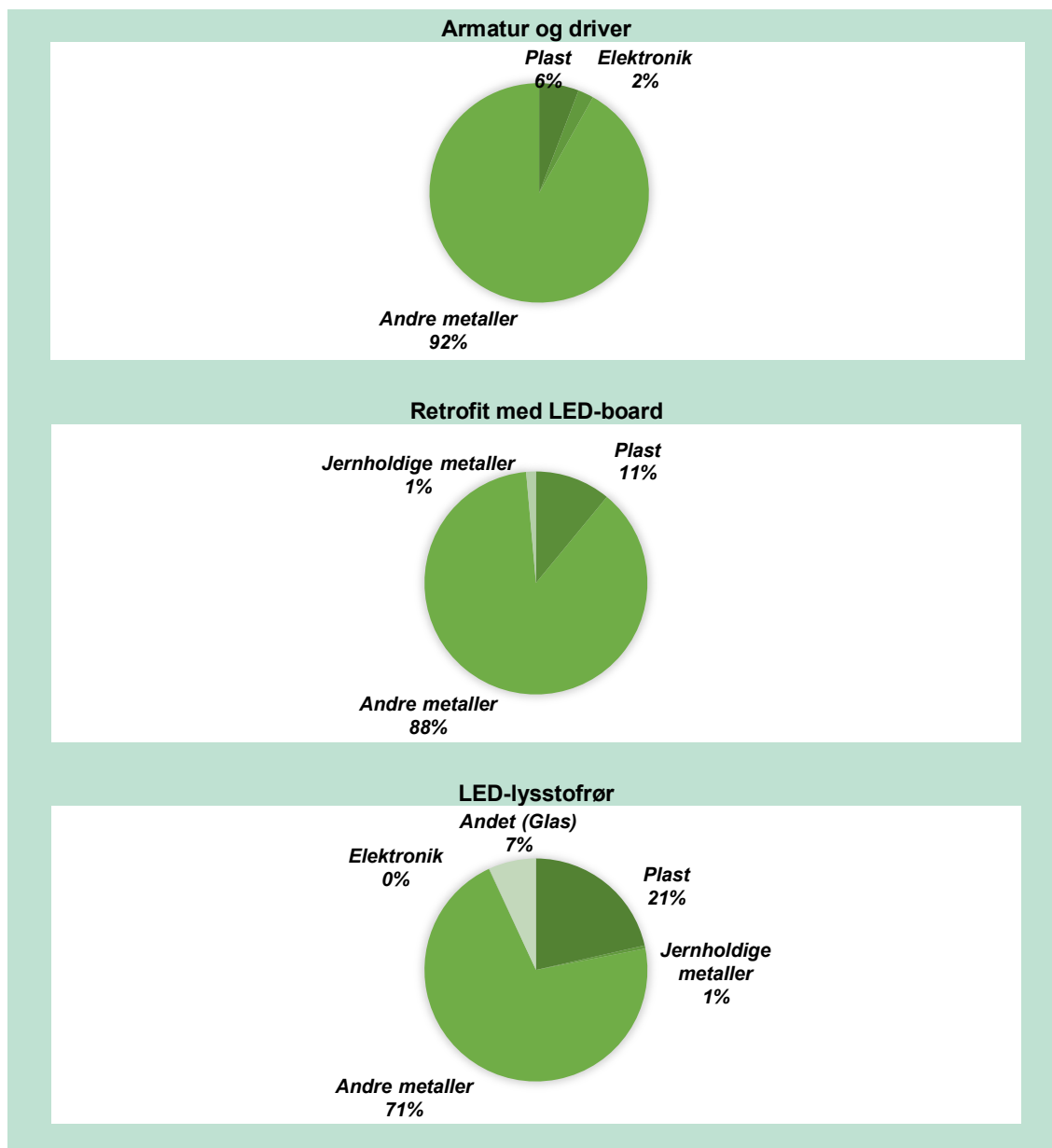
**TABEL 34.** Årlige miljøpåvirkninger for Traditionel, leasing med en levetid på 6 år.

	Materialer	Produktion	Brug	Bortskaffelse	Genbrug og genanvendelse	Samlet
Total energi (GER) [MJ]	173	18	36	5	-37	195
Drivhusgasser i GWP100 [kg CO2 eq.]	9	1	2	0	-2	10
Forsuring, emissioner [g SO2 eq.]	36	6	1	0	-8	35
Flygtige organiske forbindelser (VOC) [g]	0	0	1	0	0	1
Persistente organiske miljøgifte (POP) [ng i-Teq]	2	0	0	0	-1	1
Tungmetaller [mg Ni eq.]	10	1	0	0	-3	8
PAH'er [mg Ni eq.]	14	0	0	0	-4	11
Partikelmateriale (PM, støv) [g]	5	2	0	0	-1	5

## Bilag 2.2 Belysning

Selve udvindingen er materialer, produktionen af belysningen samt hvordan det bortskaffes, har også en stor betydning for miljøbelastningen. Hvilke materialer der anvendes og hvor meget af de forskellige materialer varierer meget, og det er ikke muligt at differentiere materialesammensætningen for de forskellige armaturer. For armaturerne anvendes derfor den samme materialesammensætning, men der antages forskellige levetider. Sammen med armaturet skal der også bruges en driver, hvilket er inkluderet i materialesammensætningen for armaturet. For retrofit med LED board der anvendes det eksisterende armatur, men der bruges yderligere materialer for at opgradere det eksisterende armatur. Materialesammensætning for armatur og retrofit med LED board er baseret på dialog med en leverandør. For LED-rør er materialesammensætningen baseret på revisionsstudiet for belysning, hvor en mere udførlig materialesammensætning er præsenteret<sup>57</sup>. I følgende figur er de overordnede materialesammensætningerne præsenteret.

<sup>57</sup> [https://www.eup-network.de/fileadmin/user\\_upload/2016/LightSources\\_Task4\\_Final\\_20151031.pdf](https://www.eup-network.de/fileadmin/user_upload/2016/LightSources_Task4_Final_20151031.pdf)



**FIGUR 13.** Overordnet materialesammensætning for armaturer, materialer til retrofitting med LED-board samt LED lysstofrør.

For alle de belysningsprodukter indgår der en del andre metaller som hovedsageligt er aluminium. Derudover så indgår der også en smule elektronik i driveren osv. Det antages følgende vægt for de forskellige produkter:

- Armatur: 3,2 kg
- Retrofit med LED board (materialer til at ombygge armatur uden driver): 0,57 kg
- 2 LED lysrør uden driver: 0,49 kg

På baggrund af overstående materialesammensætninger samt de forskellige antagelser om levetider samt energiforbrug præsenteret i afsnit 5.1.2 beregnes miljøpåvirkningerne. De beregnede miljøpåvirkninger er præsenteret i efterfølgende tabeller.



**TABEL 35.** Årlige miljøpåvirkninger for Retrofit med LED-board (armatur + ombygning) med en antaget levetid for ombygningen på 23 år samt en levetid for selve armaturet på 38 år.

	Materialer	Produktion	Brug	Bortskaffelse	Genbrug og genanvendelse	Samlet
Total energi (GER) [MJ]	20,5	2,3	45,8	0,1	-7,6	61,1
Drivhusgasser i GWP100 [kg CO2 eq.]	1,1	0,1	2,0	0,0	-0,4	2,8
Forsuring, emissioner [g SO2 eq.]	7,9	0,6	1,9	0,0	-2,9	7,5
Flygtige organiske forbindelser (VOC) [g]	0,0	0,0	1,0	0,0	0,0	1,0
Persistente organiske miljøgifte (POP) [ng i-Teq]	0,5	0,3	0,1	0,0	-0,2	0,7
Tungmetaller [mg Ni eq.]	0,5	0,6	0,5	0,0	-0,2	1,4
PAH'er [mg Ni eq.]	9,5	0,0	0,2	0,0	-3,6	6,0
Partikelmateriale (PM, støv) [g]	1,7	0,1	0,0	0,0	-0,6	1,2

**TABEL 36.** Årlige miljøpåvirkninger for Retrofit lysstofrør til LED (Armatur + LED rør) med en antaget levetid for LED rør på 23 år samt en levetid for selve armaturet på 38 år.

	Materialer	Produktion	Brug	Bortskaffelse	Genbrug og genanvendelse	Samlet
Total energi (GER) [MJ]	19,4	2,3	56,6	0,2	-6,8	71,6
Drivhusgasser i GWP100 [kg CO2 eq.]	1,0	0,1	2,4	0,0	-0,4	3,2
Forsuring, emissioner [g SO2 eq.]	7,3	0,6	2,3	0,0	-2,5	7,8
Flygtige organiske forbindelser (VOC) [g]	0,0	0,0	1,3	0,0	0,0	1,3
Persistente organiske miljøgifte (POP) [ng i-Teq]	0,8	0,2	0,1	0,0	-0,3	0,8
Tungmetaller [mg Ni eq.]	0,7	0,5	0,6	0,0	-0,2	1,6
PAH'er [mg Ni eq.]	7,8	0,0	0,2	0,0	-3,0	5,0
Partikelmateriale (PM, støv) [g]	1,5	0,1	0,0	0,0	-0,5	1,1

**TABEL 37.** Årlige miljøpåvirkninger for Nyt armatur - lavpris LED med en antaget levetid på 14 år

	Materialer	Produktion	Brug	Bortskaffelse	Genbrug og genanvendelse	Samlet
Total energi (GER) [MJ]	43,9	5,1	56,8	0,2	-16,2	89,8
Drivhusgasser i GWP100 [kg CO2 eq.]	2,3	0,3	2,4	0,0	-0,9	4,2
Forsuring, emissioner [g SO2 eq.]	16,0	1,4	2,4	0,0	-5,8	13,9
Flygtige organiske forbindelser (VOC) [g]	0,0	0,0	1,3	0,0	0,0	1,3
Persistente organiske miljøgifte (POP) [ng i-Teq]	1,1	0,6	0,1	0,0	-0,4	1,4
Tungmetaller [mg Ni eq]	1,0	1,3	0,6	0,0	-0,3	2,5
PAH'er [mg Ni eq.]	20,5	0,0	0,3	0,0	-7,9	13,0
Partikelmateriale (PM, støv) [g]	3,7	0,2	0,1	0,0	-1,4	2,6

**TABEL 38.** Årlige miljøpåvirkninger for Nyt armatur - energieffektiv LED med en antaget levetid på 36 år

	Materialer	Produktion	Brug	Bortskaffelse	Genbrug og genanvendelse	Samlet
Total energi (GER) [MJ]	17,1	2,0	54,0	0,1	-6,3	66,8
Drivhusgasser i GWP100 [kg CO2 eq.]	0,9	0,1	2,3	0,0	-0,3	3,0
Forsuring, emissioner [g SO2 eq.]	6,2	0,5	2,2	0,0	-2,3	6,7
Flygtige organiske forbindelser (VOC) [g]	0,0	0,0	1,2	0,0	0,0	1,2
Persistente organiske miljøgifte (POP) [ng i-Teq]	0,4	0,2	0,1	0,0	-0,2	0,6
Tungmetaller [mg Ni eq]	0,4	0,5	0,5	0,0	-0,1	1,3
PAH'er [mg Ni eq.]	8,0	0,0	0,2	0,0	-3,1	5,1
Partikelmateriale (PM, støv) [g]	1,4	0,1	0,0	0,0	-0,5	1,0

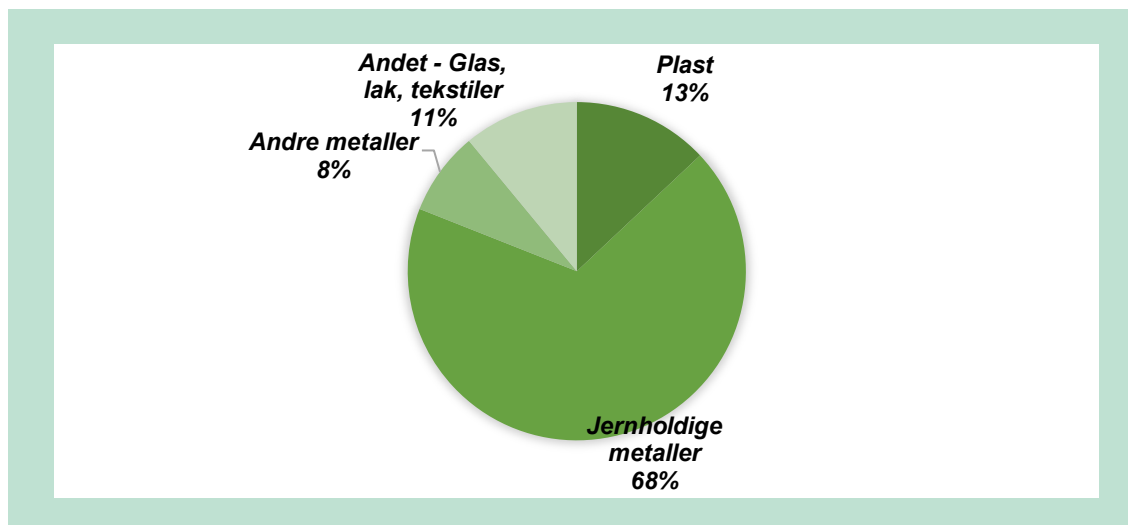
### Bilag 2.3 Transport

Biler adskiller sig på flere punkter for mange af de andre produkter i analyserne. Først og fremmest så er der forskel på "brændstoffet" som bilerne bruger hvor nogle af bilerne i analysen anvender benzin, mens andre anvender elektricitet eller en kombination af de to. Derudover indgår der væsentlig flere materialer i bilerne som vejer over et ton og specielt for elbilerne indgår der nogle sparsomme og sjældne jordarter i batterierne. Det er også særligt batterierne som adskiller de forskellige typer af biler. Hvis man fjerner batterierne, så kan det antages at bilerne består af de samme materialer<sup>58</sup>. Vægten af mini- og mellemstørrelses-biler antages at være ca. 1100 kg<sup>59</sup> for benzinbiler samt el og hybridbiler uden batteri.

<sup>58</sup> Antagelse baseret på klimarådet rapport om elbiler: [https://www.klimaraadet.dk/da/system/files/force/downloads/baggrundsnotat\\_-\\_hvor\\_klimavenlige\\_er\\_elbiler\\_sammenlignet\\_med\\_benzin\\_og\\_dieselbiler.pdf](https://www.klimaraadet.dk/da/system/files/force/downloads/baggrundsnotat_-_hvor_klimavenlige_er_elbiler_sammenlignet_med_benzin_og_dieselbiler.pdf)

<sup>59</sup> Baseret på opslag i følgende database over biler: <https://www.parkers.co.uk/>

Materialesammensætningen varierer meget fra bil til bil, men i grove træk så består en bil af en stor del stål og aluminium. Den overordnede materialesammensætning er præsenteret i følgende figur.



**FIGUR 14.** Overordnet materialesammensætning for en almindelig bil.

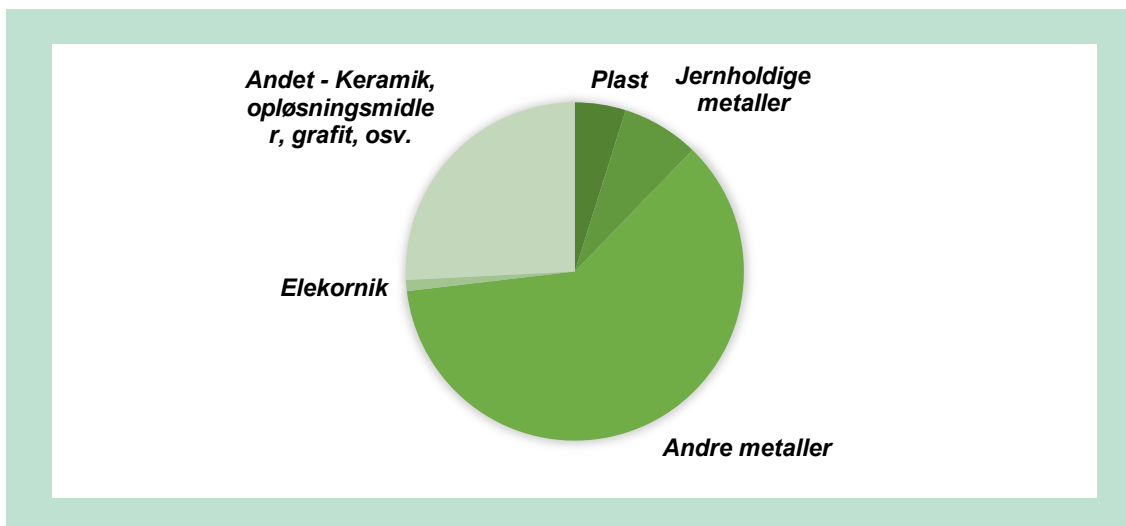
Den specifikke materialesammensætning som er anvendt, er baseret på en JRC-rapport<sup>60</sup> angående mulige forbedringer af personbiler. Dog angives den samlede vægt en anelse højere end de 1100 kg det antages at en bil i mini eller i mellemstørrelsen vejer, hvilket medfører at det er den procentvise materialesammensætning som er anvendt fra JRC-rapporten.

Som skrevet tidligere så anvendes denne materialesammensætning for alle bilerne, men for hybridbilerne samt elbilerne, er batteriet også inkluderet. Hvor meget batteriet vejer afhænger i høj grad af hvor mange kWh batteriet kan lagre. Dette afhænger i høj grad af typen af køretøj, hvor mild-hybrid biler typisk har et batteri på 1-2 kWh, plug-in hybrid biler har 10-15 kWh og elbiler kan have alt mellem 35 og 100 kWh<sup>61</sup>. På baggrund af data for små og mellemstore biler antages det at en mild-hybrid bil har et batteri på 1,5 kWh (11,4 kg) mens en ren elbil antages at have et batteri på 50 kWh (380 kg). Begge typer/størrelser af batterier antages at have samme materialeindhold. Materialerne der indgår i et batteri, er baseret på det kravforbedrende studie for batterier<sup>62</sup>, hvor den eksakte materialesammensætning fremgår. Nedenfor i figuren er den overordnede materialesammensætning præsenteret.

<sup>60</sup> <https://ec.europa.eu/jrc/en/publication/eur-scientific-and-technical-research-reports/environmental-improvement-passenger-cars-impro-car>

<sup>61</sup> <https://ev-database.org>

<sup>62</sup> <https://ecodesignbatteries.eu/documents>



**FIGUR 15.** Overordnet materialesammensætning for batterier.

Som det fremgår af figuren, så indeholder bilen en stor del jern samt forskellige typer stål mens batterierne indeholder en lang række forskellige metaller som litium, nikkel og aluminium. I forhold til miljøbelastningen, så er det særligt de andre metaller som fx aluminium som er særligt energitunge at udvinde. Det betyder at selvom batterier kun udgør en mindre del af den samlede vægt, så er batteriet ansvarlig for en stor del af miljøpåvirkningerne. Det vil sige at elbilerne har en væsentlig større miljøbelastning ved produktion end benzin og dieselmotorer. Derimod har elbiler en væsentlig lavere miljøpåvirkning i brugsfasen som kun bliver mindre fremadrettet når elforbruget bliver grønnere. I følgende tabeller er den årlige miljøpåvirkning af de forskellige typer biler præsenteret. Det skal her bemærkes at levetiden for bilerne antages at være 10 år, hvilket vil sige at miljøbelastningen for materialerne er fordelt over 10 år.

**TABEL 39.** Årlige miljøpåvirkninger for Benzinbil, køb samt Benzinbil, leasing med en levetid på 10 år

	Materialer	Produktion	Brug	Bortskaffelse	Genbrug og genanvendelse	Samlet
Total energi (GER) [MJ]	5659	1951	45525	80	-1674	51540
Drivhusgasser i GWP100 [kg CO2 eq.]	341	110	3395	0	-113	3734
Forsuring, emissioner [g SO2 eq.]	1235	477	4261	2	-393	5583
Flygtige organiske forbindelser (VOC) [g]	12	1	59	0	-4	68
Persistente organiske miljøgifte (POP) [ng i-Teq]	1855	161	19	1	-711	1324
Tungmetaller [mg Ni eq.]	888	375	9	1	-340	932
PAH'er [mg Ni eq.]	565	1	8	0	-128	445
Partikelmateriale (PM, støv) [g]	320	73	75	4	-111	361

**TABEL 40.** Årlige miljøpåvirkninger for Hybridbil, køb med en levetid på 10 år

	Materialer	Produktion	Brug	Bortskaffelse	Genbrug og genanvendelse	Samlet
Total energi (GER) [MJ]	5816	2056	39143	86	-1704	45397
Drivhusgasser i GWP100 [kg CO2 eq.]	350	115	2919	0	-115	3269
Forsuring, emissioner [g SO2 eq.]	1471	498	3665	4	-423	5214
Flygtige organiske forbindelser (VOC) [g]	14	4	51	0	-4	64
Persistente organiske miljøgifte (POP) [ng i-Teq]	1860	162	19	1	-713	1329
Tungmetaller [mg Ni eq.]	940	377	9	2	-346	981
PAH'er [mg Ni eq.]	590	1	8	0	-137	462
Partikelmateriale (PM, støv) [g]	337	74	65	4	-114	366

**TABEL 41.** Årlige miljøpåvirkninger for Elbil, køb samt Elbil, leasing med en levetid på 10 år

	Materialer	Produktion	Brug	Bortskaffelse	Genbrug og genanvendelse	Samlet
Total energi (GER) [MJ]	13533	7223	9619	359	-3194	27540
Drivhusgasser i GWP100 [kg CO2 eq.]	782	341	412	1	-197	1340
Forsuring, emissioner [g SO2 eq.]	13039	1502	280	81	-1917	12986
Flygtige organiske forbindelser (VOC) [g]	133	112	214	0	-12	447
Persistente organiske miljøgifte (POP) [ng i-Teq]	2110	189	41	1	-776	1565
Tungmetaller [mg Ni eq.]	3483	462	106	38	-618	3470
PAH'er [mg Ni eq.]	1860	14	28	0	-597	1304
Partikelmateriale (PM, støv) [g]	1128	112	7	46	-243	1050

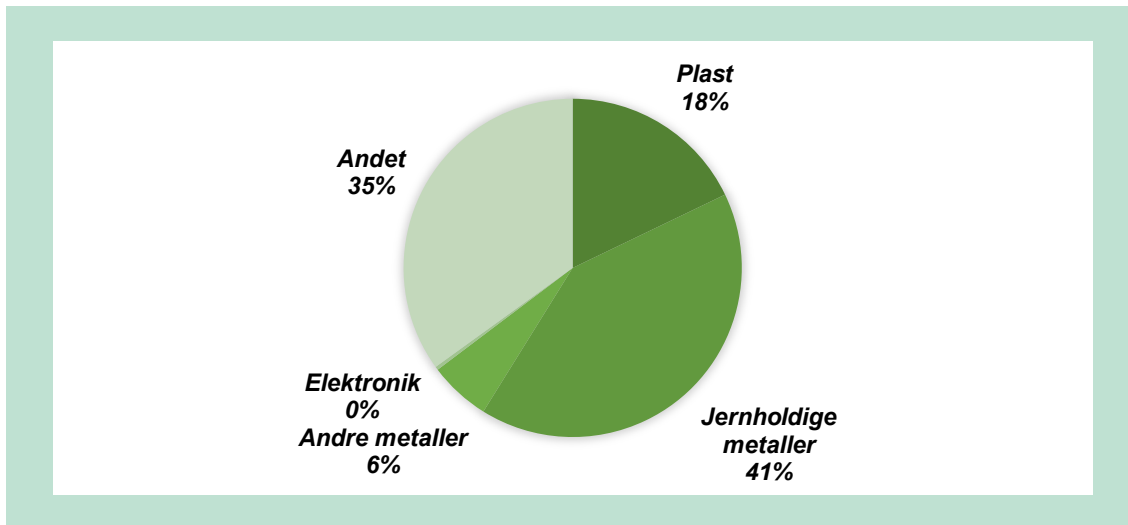
Som det fremgår af foregående tabeller er der en høj miljøbelastning ved produktion af biler, og i særlig høj grad af elbiler. Samtidig viser tabellerne også at klimabelastningen for brugsfasen er væsentlig lavere end for benzin og hybridbiler. Resultaterne stemmer godt overens med klimarådets rapport<sup>63</sup> "Hvor klimavenlige er elbiler sammenlignet med benzin- og dieslbiler?"

#### Bilag 2.4 Vaskemaskiner

Selve udvindingen er materialer, produktionen af vaskemaskinen osv. har også en betydelig påvirkning på miljøet. Hvor de forskellige typer af vaskemaskiner adskiller sig i forhold til energiforbrug, så er det ikke muligt at vurdere at en mere effektiv maskine har et større eller mindre ressourceforbrug end en traditionel vaskemaskine. Dette vil være forskelligt fra de forskellige producenter og modeller. Derfor antages det at materialesammensætningen for de forskellige typer af vaskemaskiner er den samme.

<sup>63</sup> [https://www.klimaraadet.dk/da/system/files\\_force/downloads/baggrundsnotat\\_-\\_hvor\\_klimavenlige\\_er\\_elbiler\\_sammenlignet\\_med\\_benzin-\\_og\\_dieslbiler.pdf](https://www.klimaraadet.dk/da/system/files_force/downloads/baggrundsnotat_-_hvor_klimavenlige_er_elbiler_sammenlignet_med_benzin-_og_dieslbiler.pdf)

Materialesammensætningen for vaskemaskiner er baseret på revisionsstudiet for vaskemaskiner<sup>64</sup> og den detaljerede materialesammensætning som anvendes i beregninger kan ses i studiet. Nedenfor er præsenteret et overblik over materialerne, der indgår.



**FIGUR 16.** Overordnet materialesammensætning for vaskemaskiner

Den samlede vægt af vaskemaskine antages at være ca. 70 kg. Af de forskellige plast typer, der indgår der mest PP samt ABS med varierende indhold af glasfibre. De jernholdige metaller består mest af forskellige typer stål, mens de andre metaller hovedsageligt består af aluminium og kobber. Elektronikken som indgår, der er det specielt de forskellige printplader som er interessante, da printpladerne kan indholdet værdifulde materialer som guld og sølv samt nogle sjældne jordarter. Dog vurderes graden af printpladen lav og mængderne af disse metaller antages at være lav. I kategorien andet der indgår pap, beton, glas osv. Den komplette liste over materialer der indgår i opvaskemaskinen kan findes i det krav forberedende studie<sup>64</sup>, hvor specifikationer om produktionsprocesser er specificeret.

Med den overstående materialesammensætning samt de forudsætninger om levetid og energiforbrug som er præsenteret i afsnit 5.4.3, der beregnes miljøpåvirkningerne for de forskellige vaskemaskiner. Miljøpåvirkningerne er præsenteret i følgende tabeller.

<sup>64</sup> Ecodesign and Energy Label for Household Washing machines and washer dryers, [https://www.eceee.org/static/media/uploads/site-2/ecodesign/products/domestic-washing-machines/jrc108604\\_20171117\\_wash\\_prepstudy\(6\).pdf](https://www.eceee.org/static/media/uploads/site-2/ecodesign/products/domestic-washing-machines/jrc108604_20171117_wash_prepstudy(6).pdf)

**TABEL 42.** Årlige miljøpåvirkninger for Traditionel, køb samt Traditionel, leasing med en levetid på 6 år

	Materialer	Produktion	Brug	Bortskaffelse	Genbrug og genanvendelse	Samlet
Total energi (GER) [MJ]	552	156	608	10	-155	1171
Drivhusgasser i GWP100 [kg CO2 eq.]	38	9	26	0	-12	61
Forsuring, emissioner [g SO2 eq.]	357	37	36	1	-120	311
Flygtige organiske forbindelser (VOC) [g]	1	0	13	0	0	14
Persistente organiske miljøgifte (POP) [ng i-Teq]	76	2	2	0	-29	51
Tungmetaller [mg Ni eq.]	484	5	11	1	-183	318
PAH'er [mg Ni eq.]	17	0	2	0	-4	14
Partikelmateriale (PM, støv) [g]	75	6	1	2	-21	63

**TABEL 43.** Årlige miljøpåvirkninger for Energieffektiv, køb med en levetid på 6 år.

	Materialer	Produktion	Brug	Bortskaffelse	Genbrug og genanvendelse	Samlet
Total energi (GER) [MJ]	552	156	416	10	-155	979
Drivhusgasser i GWP100 [kg CO2 eq.]	38	9	18	0	-12	53
Forsuring, emissioner [g SO2 eq.]	357	37	28	1	-120	303
Flygtige organiske forbindelser (VOC) [g]	1	0	9	0	0	10
Persistente organiske miljøgifte (POP) [ng i-Teq]	76	2	2	0	-29	51
Tungmetaller [mg Ni eq.]	484	5	9	1	-183	316
PAH'er [mg Ni eq.]	17	0	1	0	-4	14
Partikelmateriale (PM, støv) [g]	75	6	1	2	-21	63

**TABEL 44.** Årlige miljøpåvirkninger for Lang holdbarhed, køb med en levetid på 8 år.

	Materialer	Produktion	Brug	Bortskaffelse	Genbrug og genanvendelse	Samlet
Total energi (GER) [MJ]	414	117	551	7	-116	973
Drivhusgasser i GWP100 [kg CO2 eq.]	29	7	24	0	-9	50
Forsuring, emissioner [g SO2 eq.]	268	28	34	0	-90	240
Flygtige organiske forbindelser (VOC) [g]	1	0	12	0	0	13
Persistente organiske miljøgifter (POP) [ng i-Teq]	57	2	2	0	-22	39
Tungmetaller [mg Ni eq.]	363	4	9	0	-137	240
PAH'er [mg Ni eq.]	12	0	1	0	-3	11
Partikelmateriale (PM, støv) [g]	56	4	1	1	-16	47

**TABEL 45.** Årlige miljøpåvirkninger for Brugt, køb med en levetid på 8 år

	Materialer	Produktion	Brug	Bortskaffelse	Genbrug og genanvendelse	Samlet
Total energi (GER) [MJ]	414	117	579	7	-116	1001
Drivhusgasser i GWP100 [kg CO2 eq.]	29	7	25	0	-9	51
Forsuring, emissioner [g SO2 eq.]	268	28	33	0	-90	240
Flygtige organiske forbindelser (VOC) [g]	1	0	13	0	0	13
Persistente organiske miljøgifter (POP) [ng i-Teq]	57	2	2	0	-22	39
Tungmetaller [mg Ni eq.]	363	4	9	0	-137	240
PAH'er [mg Ni eq.]	12	0	1	0	-3	11
Partikelmateriale (PM, støv) [g]	56	4	1	1	-16	47



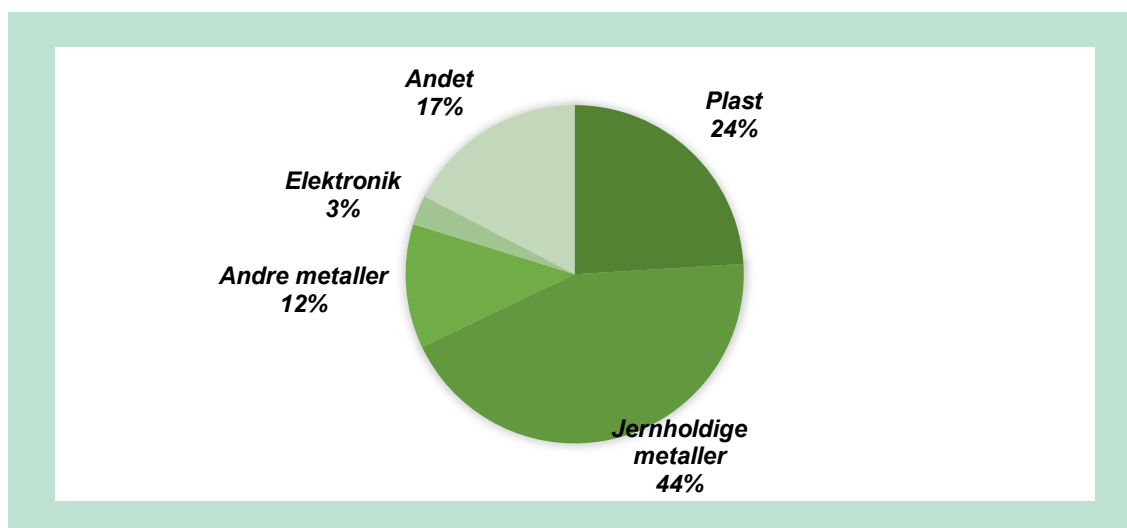
**TABEL 46.** Årlige miljøpåvirkninger for køb med tilbagekøbsgaranti, med en levetid på 8 år

	Materialer	Produktion	Brug	Bortskaffelse	Genbrug og genanvendelse	Samlet
Total energi (GER) [MJ]	414	117	629	7	-116	1051
Drivhusgasser i GWP100 [kg CO2 eq.]	29	7	27	0	-9	53
Forsuring, emissioner [g SO2 eq.]	268	28	35	0	-90	242
Flygtige organiske forbindelser (VOC) [g]	1	0	14	0	0	14
Persistente organiske miljøgifte (POP) [ng i-Teq]	57	2	2	0	-22	39
Tungmetaller [mg Ni eq.]	363	4	10	0	-137	240
PAH'er [mg Ni eq.]	12	0	2	0	-3	11
Partikelmateriale (PM, støv) [g]	56	4	1	1	-16	47

### Bilag 2.5 Opvaskemaskiner

Selve udvindingen af materialer, produktionen af opvaskemaskinen, transport af opvaskemaskinen osv. har også en betydelig påvirkning på miljøet. Hvor de forskellige typer af opvaskemaskiner adskiller sig i forhold til energiforbrug, så er det ikke muligt at sige at en mere effektiv maskine har et større eller mindre ressourceforbrug end en traditionel opvaskemaskine. Dette vil være forskelligt fra de forskellige producenter og modeller. Derfor antages det at materialesammensætningen for de forskellige typer af opvaskemaskiner er den samme.

Materialesammensætningen for opvaskemaskiner er baseret på revisionsstudiet for opvaskemaskiner<sup>65</sup>: Den samlede vægt for en opvaskemaskine antages at være ca. 49 kg, hvor langt hovedparten af vægten udgøres af plast og jernholdige metaller. Fordelingen af typer af materialer er præsenteret nedenfor i figuren.

**FIGUR 17.** Overordnet materialesammensætning for vaskemaskiner

<sup>65</sup> Ecodesign and Energy Label for Household Dishwashers, [https://www.eceee.org/static/media/uploads/site-2/ecodesign/products/Domestic%20dishwashers%20ENER%20lot%2014/prep\\_study\\_final\\_review\\_2017.pdf](https://www.eceee.org/static/media/uploads/site-2/ecodesign/products/Domestic%20dishwashers%20ENER%20lot%2014/prep_study_final_review_2017.pdf), den specifikke materialesammensætning kan ses i afsnit 4.4.1.

Af de forskellige plast typer, der indgår der mest ABS og forskellige typer af PP med varierende indhold af glasfibre. De jernholdige metaller består mest af forskellige typer stål, mens de andre metaller hovedsageligt består af zink og kobber. Elektronikken som indgår, der er det specielt de forskellige printplader som er interessante, da printpladerne kan indholdet værdifulde materialer som guld og sølv samt nogle sjældne jordarter. Dog vurderes graden af printpladen lav og mængderne af disse metaller antages at være lav. I kategorien andet der indgår pap, beton osv. Den komplette liste over materialer der indgår i opvaskemaskinen kan findes i det kravforberedende studie<sup>65</sup>, hvor specifikationer om produktionsprocesser og transport er specificeret.

På baggrund af materialesammensætningen samt de levetider og energiforbrug, som er specificeret i afsnit 5.5.3, beregnes miljøpåvirkningerne. Miljøpåvirkningerne pr. år er præsenteret i følgende tabeller.

**TABEL 47.** Årlige miljøpåvirkninger for Traditionel, køb samt Traditionel, leasing med en levetid på 6 år

	Materialer	Produktion	Brug	Bortskaffelse	Genbrug og genanvendelse	Samlet
Total energi (GER) [MJ]	940	138	792	25	-217	1678
Drivhusgasser i GWP100 [kg CO2 eq.]	52	8	34	0	-13	81
Forsuring, emissioner [g SO2 eq.]	424	33	31	1	-115	374
Flygtige organiske forbindelser (VOC) [g]	9	0	18	0	-2	24
Persistente organiske miljøgifte (POP) [ng i-Teq]	88	2	3	0	-33	60
Tungmetaller [mg Ni eq]	408	4	12	1	-138	287
PAH'er [mg Ni eq.]	26	0	2	0	-5	23
Partikelmateriale (PM, støv) [g]	446	5	5	15	-109	362

**TABEL 48.** Årlige miljøpåvirkninger for Energieffektiv, køb med en levetid på 6 år

	Materialer	Produktion	Brug	Bortskaffelse	Genbrug og genanvendelse	Samlet
Total energi (GER) [MJ]	940	138	718	25	-217	1604
Drivhusgasser i GWP100 [kg CO2 eq.]	52	8	31	0	-13	77
Forsuring, emissioner [g SO2 eq.]	424	33	29	1	-115	372
Flygtige organiske forbindelser (VOC) [g]	9	0	16	0	-2	23
Persistente organiske miljøgifte (POP) [ng i-Teq]	88	2	3	0	-33	60
Tungmetaller [mg Ni eq]	408	4	11	1	-138	287
PAH'er [mg Ni eq.]	26	0	2	0	-5	23
Partikelmateriale (PM, støv) [g]	446	5	5	15	-109	362

**TABEL 49.** Årlige miljøpåvirkninger for Lang holdbarhed, køb med en levetid på 8 år

	Materialer	Produktion	Brug	Bortskaffelse	Genbrug og genanvendelse	Samlet
Total energi (GER) [MJ]	705	104	716	19	-163	1380
Drivhusgasser i GWP100 [kg CO2 eq.]	39	6	31	0	-10	66
Forsuring, emissioner [g SO2 eq.]	318	25	29	1	-86	286
Flygtige organiske forbindelser (VOC) [g]	7	0	16	0	-2	21
Persistente organiske miljøgifter (POP) [ng i-Teq]	66	1	2	0	-25	45
Tungmetaller [mg Ni eq.]	306	3	10	1	-103	217
PAH'er [mg Ni eq.]	19	0	2	0	-4	18
Partikelmateriale (PM, støv) [g]	334	4	4	11	-82	271

**TABEL 50.** Årlige miljøpåvirkninger for Brugt, køb med en levetid på 8 år

	Materialer	Produktion	Brug	Bortskaffelse	Genbrug og genanvendelse	Samlet
Total energi (GER) [MJ]	705	104	976	19	-163	1641
Drivhusgasser i GWP100 [kg CO2 eq.]	39	6	42	0	-10	77
Forsuring, emissioner [g SO2 eq.]	318	25	35	1	-86	292
Flygtige organiske forbindelser (VOC) [g]	7	0	22	0	-2	27
Persistente organiske miljøgifter (POP) [ng i-Teq]	66	1	3	0	-25	46
Tungmetaller [mg Ni eq.]	306	3	13	1	-103	219
PAH'er [mg Ni eq.]	19	0	2	0	-4	18
Partikelmateriale (PM, støv) [g]	334	4	4	11	-82	271

**TABEL 51.** Årlige miljøpåvirkninger for Med tilbagekøbsgaranti, køb med en levetid på 8 år.

	Materialer	Produktion	Brug	Bortskaffelse	Genbrug og genanvendelse	Samlet
Total energi (GER) [MJ]	705	104	822	19	-163	1486
Drivhusgasser i GWP100 [kg CO2 eq.]	39	6	35	0	-10	70
Forsuring, emissioner [g SO2 eq.]	318	25	30	1	-86	288
Flygtige organiske forbindelser (VOC) [g]	7	0	18	0	-2	23
Persistente organiske miljøgifte (POP) [ng i-Teq]	66	1	3	0	-25	45
Tungmetaller [mg Ni eq]	306	3	11	1	-103	218
PAH'er [mg Ni eq.]	19	0	2	0	-4	18
Partikelmateriale (PM, støv) [g]	334	4	4	11	-82	271

### **Anbefalinger om brug af TCO (totaløkonomi) ved offentlige indkøb**

Denne rapport indeholder analyser af, for hvilke produktgrupper det kan være hensigtsmæssigt, at det offentlige i højere grad anvender TCO-beregninger i tildelingskriteriet ved udbud. Analyserne er baseret på fire økonomiske beregningsniveauer, som dækker området fra ren indkøbspris til en TCO med inddragelse af værdisætning af eksterne virkninger på miljøet. De analyserede produktgrupper er bærbare computere, belysning, transport (biler), vaskemaskiner og opvaskemaskiner. TCO (Total Cost of Ownership) er et udtryk for totaløkonomien, hvor alle omkostninger ved ejerskabet tages med. Produkterne er valgt ud fra indkøbsvolumen, klimamæssigt potentiale, interesse fra indkøbere, tilgængelighed i markedet og input fra projektets følge-gruppe.

Metoden for analysen har omfattet indhentning af estimerede priser fra indkøbere og leverandører, opstilling af relevante og realistiske forretningsmodeller og løsninger for hvert produktområde og beregning af totaløkonomi, herunder investeringspriser, forbrug i driftsfasen, bortskaffelse eller gensalg og værdisætning af klima- og miljøbelastninger. Samlet beregnes en total udgift pr. levetidsår..

Konklusionen er, at det er muligt at gennemføre et udbud med brug af TCO, som indtager alle livscyklusomkostninger herunder samfundets omkostninger som følge af eksterne påvirkninger af miljøet. For produkter med kortere levetider fx bærbare computere er forlængelse af levetiden afgørende for at mindske udledningen af klimagas-ser med god totaløkonomi. Desuden er energiforbruget i brugsfasen vigtig at medregne i en totaløkonomisk pris for produkter med lange brugstider fx belysning. Rapporten giver inspiration og en metode ved offentlige indkøb med fokus på TCO og totaløkonomi.



Miljøstyrelsen  
Tolderlundsvej 5  
5000 Odense C

[www.mst.dk](http://www.mst.dk)