



ANVENDELSEN AF UDBUDS- RETTENS BESTEMMELSER OM LIVSCYKLUSOMKOSTNINGER

Julie Schøffell Nielsen

Studienr. 201407499

Cand.merc.jur.

Specialeafhandling

Juni 2020

Vejledere

Michael Steinicke (Juridisk Institut)

Steen Nielsen (Institut for Økonomi)

Anslag: 118.844

inkl. mellemrum, overskrifter, noter og graf
ekskl. forside, indholdsfortegnelse, engelsk resumé,
kilde- og litteraturliste samt bilag

A. Introduktion

1. Abstract

Public procurement accounts for 14% of European GDP. In order to push the market to sustainable sourcing, the directive on public procurement contains regulations which provide the contracting authorities to include life cycle costing. Thereby, the contracting authorities are allowed to include costs allocated to the ownership and costs imputed to environmental externalities – the so-called external costs.

This thesis aims to answer how costs imputed to environmental externalities shall be calculated or otherwise included in the process of public procurement. Using the legal dogmatic method, the thesis shows what the purpose of the regulations are and offer an insight into the legislators' considerations regarding sustainable sourcing.

To answer how contracting authorities should calculate costs that are imputed to environmental externalities, it is necessary to distinguish between internal and external costs. Only external costs facilitate the opportunity to compute environmental costs bundled to a good's life cycle. The thesis emphasizes the fact that the total cost of ownership-method (TCO) is firmly anchored in practice. But by analyzing the TCO-method it is obvious that this method only covers a fraction of the opportunities that the regulation regarding life cycle costing provide. The TCO-method should therefore only be used for internal costs.

Calculating external costs is very difficult as these costs are negative externalities, which are costs that are not held by either the contracting authority or the tenderer. Furthermore, the legislation does not provide a common methodology for the calculation. The thesis has therefore tried to impose which factors are necessary to accomplish the calculation. The contracting authority is recommended to determine which environmental key performance indicators form the calculation and by which price the costs are being calculated.

Directive 2009/33/EF should provide an example to a methodology, but this only provides a methodology for calculating the external costs in the period where the contracting authority owns the good – and not for the good's life cycle. In addition, this directive has been changed and do no longer contain the regulations regarding the methodology. Thus, it is still unclear how the EU-

Commission wants the contracting authority to internalize external costs. Moreover, the thesis concludes that neither the principle of proportionality nor the regulations regarding effective control can be followed when including external costs, which is why minimum requirements instead are recommended to facilitate sustainable sourcing.

In closing, the thesis analyzes how costs that are imputed to environmental externalities can be included as chain liability, where subcontractors are bound by environmental clauses.

Because of the outcome of this thesis, the perspective points out that further work within this topic can be made. It would be interesting to analyze how it could be possible to facilitate an environmental collaboration between contracting authorities, tenderer and suppliers within the scope of the law. Furthermore, the administrative law's principle of prudent financial management attracts attention, and it is relevant to analyze how it should be possible for the contracting authorities to buy both sustainable and effectively.

2. Indholdsfortegnelse

A. Introduktion	1
1. Abstract	1
2. Indholdsfortegnelse	3
3. Indledning.....	5
4. Problemformulering.....	6
5. Afgrænsning.....	6
6. Struktur	7
7. Metode.....	8
8. Teori.....	8
9. Definitioner	9
 B. Analyse.....	 10
1. Udbudsrettens retskilder.....	10
1.1. Nationale lovforarbejder	10
1.2. Direktiver	10
1.2.1. Udbudsdirektivets principper	11
2. Livscyklusomkostninger	12
2.1. Forsyningskæden.....	13
2.2. Interne omkostninger.....	14
2.3. Eksterne omkostninger.....	15
2.4. Livscyklusomkostninger i udbudsprocessen	15
2.4.1. Som tildelingskriterium.....	15
2.4.2. Som mindstekrav.....	16
2.5. Delkonklusion.....	18
3. Livscyklusforhold som mindstekrav.....	19
3.1. Tekniske specifikationer.....	19
3.1.1. Udbudsretlige krav til tekniske specifikationer	20
3.1.2. Mærkning.....	22
3.2. Delkonklusion.....	22
4. Livscyklusomkostninger som tildelingskriterium	23
4.1. Beregning af interne livscyklusomkostninger.....	23
4.1.1. Anvendelsen af TCO-metoden.....	23
4.1.2. TCO-metoden i udbudssammenhæng.....	25
4.1.3. Årsagen til at TCO-metoden ikke findes i udbudsloven.....	26
4.2. Beregning af eksterne livscyklusomkostninger	29
4.2.1. Negative eksternaliteter.....	29
4.2.2. Anvendelsen af eKPI'er.....	32
4.2.3. Fastsettelse af den pengemæssige værdi.....	33
4.2.4. Verificering af den pengemæssige værdi.....	36
4.2.5. Eksempel på beregning af eksterne omkostninger	37
4.2.5.1. Direktiv 2009/33/EF.....	38
4.2.5.2. Tekniske specifikationer for energi- og miljøpræsentationer	38
4.2.5.3. Energi- og miljøbelastning i indkøbsbeslutningen	40

4.2.5.4. Ændringen af direktiv 2009/33/EF	43
4.3. Delkonklusion.....	45
5. Forhindringer for anvendelsen af livscyklusomkostninger	45
5.1. Proportionalitetsprincippet	45
5.2. Effektiv kontrol	47
6. Sammenfatning	48
6.1. Muligheden for praktisk anvendelse af livscyklusomkostningsbestemmelserne	48
6.2. Bestemmelsen som politisk mål	49
7. Inddragelse af livscyklusforhold i kontrakten	51
7.1. Kædeansvar.....	51
7.2. Delkonklusion.....	54
C. Afslutning	55
1. Konklusion.....	55
2. Perspektivering	57
3. Litteraturliste.....	59
4. Bilag.....	67
4.1. Bilag I - Eksempel på TCO.....	67
4.2. Bilag II – Illustration af fordelingen af CO ₂ -udledning hos Novo Nordisks underleverandører	68
4.3. Bilag III – Skøn for pris på CO ₂ -udledninger uden for kvotesektoren.....	69
4.4. Bilag IV – Beregning af eksterne omkostninger for personbiler	70

3. Indledning

*"Vi har kun én Jord, men inden 2050 vil vi forbruge, som om vi havde tre."*¹

Det står klart for EU-Kommissionen, at der skal handles nu. Europæiske offentlige myndigheder udgør en købekraft på 14% af EU's BNP², og derfor har disse en forpligtelse til at skubbe markedet ved netop at stille de krav til leverandørerne, som bidrager til en bæredygtig fremtid. Det handler nemlig ikke kun om at have interne processer for, hvordan varer kan genbruges, men om at se det store billede og stille krav til flere leverandørled for at reducere udledningen af drivhusgasser.

I 2014 ændres udbudsdirektivet og indeholder nu en bestemmelse om at livscyklusomkostninger kan adderes til anskaffelsessummen. Problemet er dog, at bestemmelsen har ringe anvendelse i praksis, og i stedet anvendes en metode, hvor kun en brøkdel af lignende omkostninger inddrages. Dette er interessant særligt i disse tider, hvor der er stigende fokus på miljøet og det bæredygtige indkøb. Derfor er det også interessant og aktuelt at undersøge, hvordan livscyklusomkostningerne beregnes, og om denne metode er til hinder for den praktiske anvendelse.

Det fremgår direkte af livscyklusomkostningsbestemmelserne at livscyklusomkostninger er inddeelt i interne og eksterne omkostninger. Beregningen af interne omkostninger drejer sig i høj grad om identificering af, hvilke omkostninger ordregiver afholder i ejerskabsperioden. Beregningen er derfor nærmere en identificering af de omkostningsdrivende elementer, som derefter gør det muligt at finde den samlede totalomkostning. En økonomisk anerkendt metode hertil er total cost of ownership-metoden, hvor formålet netop er at identificere den samlede omkostning. Metoden er ikke nævnt i udbudslovgivningen, men er forankret i udbudspraksis, og det er derfor interessant at undersøge om denne metode rummer samme muligheder som livscyklusomkostningsbestemmelserne gør.

De eksterne omkostninger kan henføres til eksterne virkninger på miljøet og kan være knyttet til hele varens livscyklus. Ved beregningen af disse er problemet, at der ikke findes en fælles beregningsmetode, hvorfor der opstår flere spørgsmål, som hverken udbudsdirektivet eller

¹ COM (2020) 98, final

² COM (2020) 98, final

udbudsloven kan svare på. Dette har givet anledning til at skrive netop dette speciale med følgende problemformulering:

4. Problemformulering

Med udgangspunkt i udbudsrettens bestemmelser om livscyklusomkostninger vil specialet besvare, hvordan omkostninger, der kan henføres til eksterne virkninger på miljøet, skal beregnes eller på anden vis inddrages i udbuddet.

5. Afgrænsning

Udbudsdirektivet og udbudsloven gør det muligt at inddrage både livscyklusomkostninger og livscyklusforhold. Inddragelsen af livscyklusforhold er ikke en omkostning, men kan være forhold som relaterer sig til kontraktens genstand ved netop at vedrøre forhold fra hele varens livscyklus.

En sådan inddragelse af livscyklusforhold er muligt for mindstekravene, hvor ordregiver kan stille krav, der relaterer sig til hele varens livscyklus. Ordregiver kan således kræve, at tilbudsgiveren overholder visse krav relateret til livscyklussen og de eksterne virkninger på miljøet, førend der kan afgives tilbud. Specialet har fokus på omkostningselementet omkring livscyklus – den kvantitative del, men analyserer alligevel anvendelsen af livscyklusforhold ved opstillingen af mindstekrav. Dette skyldes det forhold, at direktiv 2009/33/EF anvender mindstekrav som en mulighed for at indkøbe renere og mere energieffektive køretøjer. Dette er på trods af, at direktiv 2009/33/EF er det eneste direktiv, som udbudsdirektivet henviser til, som værende en fælles metode for beregningen af eksterne omkostninger. For at forstå denne inddragelse er det derfor nødvendigt at have analyseret, hvordan livscyklusforhold inkluderes under mindstekravene. Derudover kan anvendelsen af ambitiøse mindstekrav være en anden måde at opfylde livscyklusomkostningsbestemmelsernes formål.

Inddragelsen af livscyklusforhold findes også under tildelingskriteriet 'bedste forhold mellem pris og kvalitet', hvor det er muligt at inddrage kvalitative livscyklusforhold. Specialet vil besvare hvordan eksterne omkostninger beregnes eller på anden vis medtages i udbuddet. Idet der er tale om en omkostning, hvor problemstillingen i høj grad drejer sig om at komme nærmere beregningsmetoden, er specialet afgrænset denne kvalitative mulighed. Dette skal ses i lyset af, at en inddragelse af kvalitative forhold vil kræve en dybere analyse af den generelle inddragelse af kvalitative parametre, som specialet ikke kan rumme grundet dets omfang.

I stedet fokuseres der på inddragelsen af livscyklusforhold som mindstekrav, på baggrund af ovenstående argumentation, og muligheden for at stille kontraktkrav til disse livscyklusforhold. Dette skyldes at udbudsdirektivets præambelbetragtning 97 eksplicit nævner, at det skal være muligt at stille krav til gennemførelsen af kontrakten. Derfor vil specialet indeholde en analyse af, hvorvidt det er muligt at inddrage kædeansvar i relation til miljø. Dette er medtaget, da det i dag er muligt at anvende kædeansvar indenfor underentreprenørens retsbrud, hvorfor det er interessant at undersøge, om der er juridiske argumenter for at lave samme inddragelse i forhold til miljø.

Som det vil fremgå i analysen, er TCO-metoden forankret i udbudsretlig praksis. Specialets fokus er at belyse, hvordan livscyklusomkostninger kan medtages med fokus på de omkostninger, der kan henføres til eksterne virkninger på miljøet. Livscyklusomkostninger er inddelt i interne og eksterne omkostninger, hvor omkostninger henført til miljø indeholdes under de eksterne omkostninger. Alligevel er det nødvendigt at inddrage beregningen af interne omkostninger, fordi det for disse omkostninger giver rigtig god mening at anvende TCO-metoden. Når det påpeges, at TCO-metoden finder større praktisk anvendelse end bestemmelserne om livscyklusomkostninger, er det relevant at analysere hvad TCO-metoden egentlig rummer, hvad forskellen er på TCO-metoden og livscyklusomkostningsbestemmelserne, samt hvorfor det ikke er TCO-metoden, der er nævnt i udbudslovgivningen. Derved er det muligt at forstå opdelingen mellem interne og eksterne omkostninger, og komme nærmere svaret på hvordan de eksterne omkostninger beregnes. Specialet er grundet dets omfang afgrænset fra at redegøre for en praktisk anvendelse af TCO-metoden og indeholder i stedet et mindre eksempel herpå.

6. Struktur

Specialet har følgende struktur: Afsnit 1 præsenterer udbudsrettens kilder og giver forståelse for, hvilken retskildeværdi udbudsdirektivet og lovforslaget til udbudsloven har, da disse er essentielle i fortolkningen af bestemmelserne om livscyklusomkostninger. Afsnit 2 indeholder en præsentation af livscyklusomkostningerne, opdelingen mellem interne og eksterne omkostninger samt en analyse af, hvordan livscyklusomkostninger kan inddrages i udbudsprocessen. Afsnit 3 analyserer derefter, hvordan livscyklusforhold kan inddrages som mindstekrav, mens afsnit 4 analyserer, hvordan livscyklusomkostninger beregnes for at kunne anvendes under tildelingskriteriet 'omkostning'. Afsnit 5 præsenterer de udbudsretlige forhindringer, der er ved at anvende livscyklusomkostninger, og afsnit 6 indeholder en sammenfatning, der besvarer hvorvidt bereg-

ningen af de eksterne omkostninger er muligt. Afsnit 7 analyserer slutteligt hvorvidt livscyklusforhold kan medtages som kontraktvilkår, hvorefter specialet afsluttes.

7. Metode

Når praktikere skal løse en juridisk problemstilling, anvendes den retsdogmatiske metode. Det betyder, at på baggrund af et konkret faktum anvendes en retsnorm til at nå frem til et resultat³. Det er derfor nødvendigt med et solidt kendskab til den korrekte retsnorm for at nå resultatet. Dansk praksis tyder dog på, at et sådant kendskab til udbudslovens bestemmelser om livscyklusomkostninger ikke er tæt på at være solidt. Formålet med dette speciale er derfor at skabe et større kendskab til netop disse bestemmelser ved at undersøge, hvad retsstillingen er på området for at nå frem til, hvad der er gældende ret. Således anvendes den retsdogmatiske metode for besvarelsen af problemformulering: Ved at fastlægge og anvende relevante kilder, begreber, principper og hensyn samt beskrivelser og refleksioner om sammenhænge, analyseres og beskrives retstilstanden i samtiden⁴. Idet anvendelsen af bestemmelserne ikke er udbredt, findes der ikke retspraksis på området. I stedet anvendes blandt andet økonomiske teorier og begreber til at understøtte, hvad intentionen med bestemmelserne er, og hvordan man på baggrund af disse teorier kan skal anvende bestemmelserne.

8. Teori

For at beskrive retsstillingen på et juridisk område anvendes især retspraksis, da afgørelser er bindende i alle enkeltheder, jf. TEUF art. 288, stk. 1. På området for livscyklusomkostninger findes der ikke retspraksis, hvorfor problemformuleringen besvares på baggrund af andre retskilder samt analysering og fortolkning af loven. Udbudsloven er implementeret af udbudsdirektivet, hvorfor både lovforarbejderne til udbudsloven og præamblen til direktivet danner grundlag for flere analyser.

Henstillinger og udtalelser er ikke bindende, jf. TEUF art. 288, stk. 1, 5. pkt., men for at forstå formålet med bestemmelserne om livscyklusomkostningerne inddrages en række COM og SWD-dokumenter fra EU, som er forslag, meddelelser, henstillinger, rapporter, hvidbøger, grønbøger og arbejdsdokumenter.

³ Munk-Hansen (2018), s. 194

⁴ Munk-Hansen (2018), s. 191

Derudover anvendes en række udgivelser både fra Danmark og EU til at komme nærmere forståelsen. Heriblandt en E P&L rapport fra Novo Nordisk udgivet af Miljøstyrelsen. E P&L står for 'Environmental Profit and Loss' og anvendes fordi Novo Nordisk har fået kortlagt deres forsyningskædes drivhusgasudledninger og beregnet disse til en omkostning. Dette er netop den mulighed UBL § 166 giver, hvorfor det er interessant at undersøge, hvordan Novo Nordisk har løst opgaven.

Der er med stor omhu anvendt en række websites vis kildeværdi er blevet vurderet inden inddragelsen.

9. Definitioner

I dette speciale forstås der ved følgende:

- **Ordregiver:** Statslige, regionale og kommunale myndigheder, offentligretlige organer og sammenslutninger af en eller flere af disse myndigheder eller et eller flere af disse offentligretlige organer, jf. UBL § 24, stk. 1, nr. 28
- **Tilbudsgiver:** En økonomisk aktør, hvilket dækker over enhver fysisk eller juridisk person, offentlig enhed eller sammenslutning af sådanne personer og enheder, herunder en midlertidig sammenslutning af virksomheder, som tilbyder udførelse af arbejder eller bygge- og anlægsarbejder eller levering af varer eller tjenesteydelser på markedet, jf. UBL § 24, stk. 1, nr. 38, der kan afgive et tilbud, jf. UBL § 24, stk. 1, nr. 34.
- **Bæredygtigt indkøb:** Ordet *bæredygtig* er ofte til diskussion, for hvad rummer definitionen egentlig, og hvornår kan noget klassificeres som bæredygtigt. I dette speciale anvendes bæredygtigt indkøb, når et indkøb har til formål at minimere miljøbelastningen og derved omkostningerne henført til eksterne virkninger på miljøet
- **CO₂:** UBL § 166, stk. 1, nr. 2 henviser til, at omkostninger, der henføres eksterne virkninger på miljøet, kan være drivhusgasemissioner og andre forurenende emissioner. Drivhusgasser stammer fra forskellige kilder, hvor CO₂ er iblandt⁵. Specialet vil henvise til CO₂, når dette fremgår af den litteratur, der henvises til.

⁵ Energistyrelsen, Fakta om drivhusgasser (web)

B. Analyse

1. Udbudsrettens retskilder

Retten i Danmark er baseret på danske retskilder og EU-ret, hvilket betyder, at de danske domstole er nationale- og fællesskabsdomstole⁶. For at kunne analysere gældende dansk ret analyseres derfor både danske og europæiske udbudsretlige retskilder.

1.1. Nationale lovforarbejder

Hvis der opstår tvivl om national lovgivningsfortolkning, vendes blikket mod lovforarbejderne for at forstå lovgivers intentioner. Lovforarbejder er ikke en selvstændig retskilde, men en faktor, der kan have betydning for fastlæggelsen af, hvad der er gældende ret og kan derfor være en del af den juridiske argumentation⁷. Ved at læse i lovforarbejderne er det muligt at få en forståelse for, hvad der har været lovgivers intention med loven⁸. Det er diskuteret, hvorvidt forarbejderne skal tillægges værdi som retskilde i den juridiske argumentation. På den ene side argumenteres der for forarbejdernes eksistensgrundlag i den juridiske argumentation, fordi det antages ikke at have været muligt at få alt med i loven⁹. Modsat kan der også argumenteres for, at det er lovteksten, der er blevet vedtaget, hvorfor kun denne er gældende og forpligtende. Selvom svaret på dette spørgsmål ikke er entydigt, bør forarbejderne læses for at forstå den nationale lovgivers intention med loven.

1.2. Direktiver

Udbudsloven¹⁰ er et resultat af udbudsdirektivet¹¹. Direktiver skal gennemføres eller implementeres i medlemsstaterne for at få national virkning. Dette skyldes, at direktiver er bindende med deres tilsigtede mål¹², jf. TEUF art. 288, hvorved medlemsstaterne har en vis frihed til at implementere direktiverne, idet målet er at skabe harmonisering og ikke en identisk retsstilling¹³. Dog

⁶ Holle m.fl. (2017), s. 37

⁷ Blume (2009), s. 92

⁸ Blume (2009), s. 92

⁹ Blume, (2009), s. 92

¹⁰ Herefter UBL

¹¹ Herefter UBD

¹² Sørensen m.fl. (2014), s. 97

¹³ Sørensen m.fl. (2014), s. 98

er friheden begrænset, idet EU-retten har forrang for national ret, jf. sag 6/64, Costa mod ENEL, hvilket er for at sikre EU-rettens effektivitet og ensartede anvendelse i medlemsstaterne¹⁴. Ved tvivlstilfælde skal svaret derfor søges at finde i udbudsdirektivet og præamblen hertil.

1.2.1. Udbudsdirektivets principper

En vigtig bestemmelse i udbudsdirektivet bør fremhæves, idet denne har afgørende betydning for at kunne analysere gældende ret. Dette er UBD art. 18, stk. 1, som stadfæster de udbudsretlige principper, hvorved ordregiver skal agere i overensstemmelse med både ligebehandlings-, proportionalitets- og gennemsigtighedsprincippet. Dette er direkte implementeret i UBL § 2.

Proportionalitetsprincippet vist sig altafgørende for anvendelsen af bestemmelserne om livscyklusomkostninger. Princippet er fast forankret som et almindeligt EU-retligt princip fastslået af EU-Domstolen¹⁵ og findes både i UBD præambelbetragtning 1 og i art. 18, stk. 1. I forbindelse med udbud betyder princippet, at:

”(...) ordregiver ikke må opstille foranstaltninger, der går videre, end hvad der er nødvendigt for at nå det mål, der tåntænk med foranstaltningen”¹⁶

I praksis betyder det, at når det er muligt, skal ordregiver vælge en løsning, der ikke besværliggør tilbudsgivers deltagelse i udbuddet¹⁷. For at vurdere hvorvidt en foranstaltning er i overensstemmelse med proportionalitetsprincippet, anvendes en treleddet test: der skal være et lovligt mål, midlerne skal være egnede og må ikke være mere indgribende end nødvendigt¹⁸.

I udbudsretlig regi anvendes ligebehandlingsprincippet for at sikre, at der hverken sker forskelsbehandling mellem parter fra andre medlemsstater eller mellem nationale aktører¹⁹. Det tilsikrer også, at lige forhold behandles lige, og at forskellige forhold behandles forskelligt²⁰. Gennemsig-

¹⁴ Sørensen m.fl. (2014), s. 174

¹⁵ Ølykke, m.fl. (2017) s. 130

¹⁶ Jessen m.fl. (2016), s. 748

¹⁷ Jessen m.fl. (2016), s. 749

¹⁸ Ølykke, m.fl. (2017) s. 131

¹⁹ Treumer (2019), s. 41-42

²⁰ Fabricius (2017), s. 41

tighedsprincippet er en nødvendighed for at sikre ligebehandlingen, idet det blandt andet har til hensigt at gennemskueliggøre, hvad ordregiver efterspørger²¹.

2. Livscyklusomkostninger

Livscyklus er defineret i UBL § 20, stk. 1, nr. 24, som:

”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.”

Bestemmelserne om omkostningerne forbundet til livscyklussen findes i UBL §§ 166-168, men nævnes første gang i lovens kapitel 13 som en fremgangsmåde ved tildeling af kontrakter. Det er lovbestemt, at ordregiver skal tildele kontrakten til den tilbudsgiver, der afgiver det mest fordelagtige tilbud, jf. § 161. Dette kan basere sig på 1) pris, 2) omkostninger eller 3) bedste forhold mellem pris og kvalitet, jf. § 162, stk. 1. Hvis ordregiver anvender ’omkostninger’ eller ’bedste forhold mellem pris og kvalitet’, kan livscyklusomkostninger inddrages, jf. § 166, stk. 1.

UBL § 166 gennemfører UBD art. 68, stk. 1²², dog med den ændring, at bestemmelsen starter med at præcisere, at livscyklusomkostninger kan anvendes under tildelingskriterierne ’omkostninger’ eller ’bedste forhold mellem pris og kvalitet’. Dette fremgår ikke i UBD art. 68. I stedet fremgår det af UBD art. 67, stk. 2, at det økonomisk mest fordelagtige tilbud kan udvælges efter ’omkostninger’, hvor der henvises til, at livscyklusomkostningerne beregnes efter art. 68. Af art. 67, stk. 2 fremgår det endvidere, at hvis det økonomisk mest fordelagtige tilbud vurderes på grundlag af ’bedste forhold mellem pris og kvalitet’, kan blandt andet kvalitative miljømæssige kriterier omfattes. Når udbudsloven henviser til, at livscyklusomkostninger kan inddrages under kriterierne ’omkostninger’ eller ’bedste forhold mellem pris og kvalitet’, opstår spørgsmålet, hvorvidt en kvalitativ inddragelse af begrebet ’livscyklusomkostninger’ kan finde sted. Svaret herpå skal findes i lovforslaget til udbudsloven, hvor det fremgår, at:

²¹ Treumer (2019), s. 42

²² Lovforslag nr. 19 – Forslag til udbudsloven’ (herefter L19), s. 188

”Pris skal ved tildelingskriteriet bedste forhold mellem pris og kvalitet forstås således, at der også kan lægges vægt på omkostninger, herunder livscyklusomkostninger. Det vil sige, at ordregiveren kan anvende tildelingskriteriet således, at ordregiveren lægger vægt på omkostninger og kvalitet i forbindelse med tildelingskriteriet bedste forhold mellem pris og kvalitet.”²³

Når der sker tildeling efter kriteriet ’pris’ dækker dette over selve anskaffelsesprisen²⁴. Når udbudsloven således bestemmer, at livscyklusomkostninger kan inddrages under ’bedste forhold mellem pris og kvalitet’, og lovforslaget fremhæver, at der med dette menes, at ordregiver kan lægge vægt på ’omkostning og kvalitet’ udvides begrebet derved. Derfor er der i UBL §166 ikke tale om en kvalitativ inddragelse af livscyklusomkostninger under kvalitet, men derimod en kvantitativ inddragelse under ’pris’ – som i denne sammenhæng forstås som ’omkostninger’.

Til beregningen af livscyklusomkostningerne sonderer UBL § 166, stk. 1 mellem interne og eksterne omkostninger. For at forstå denne sontring, er det nødvendigt at have kendskab og forståelse for en forsyningskæde.

2.1. Forsyningskæden

En forsyningskæde defineres som:

”A network of manufacturers and service providers that work together to create products (...) needed by end users.”²⁵

Forsyningskæden består af producenten, som for eksempelvis at kunne producere biler, har en række underleverandører - såkaldte first- og second-tiers²⁶ (antallet af underleverandører vil afhænge af varen). Second-tier er underleverandør til first-tier, som ligeledes er underleverandør til producenten. Second-tier kan være den leverandør, der udvinder råmaterialet; stål, aluminium, gummi osv., som den næste underleverandør bruger for at lave komponenter til bilen, for eksempel gear, bremse og motor. Herefter produceres bilen og distribueres videre downstream i forsyningskæden til distributøren, som leverer bilen til forhandleren. Forhandleren vil nu kunne sælge og distribuere bilen til forbruger eller ordregiver.

²³ L19, s. 186

²⁴ L19, s. 186

²⁵ Bozarth m.fl. (2016), s. 19

²⁶ Bozarth m.fl. (2016), s. 22

Før ordregiver får ejerskab over bilen, vil der således være en række omkostninger både før og efter ejerskabsperioden – såkaldte præ- og postejerskabsomkostninger. Præejerskabsomkostninger kan være omkostninger i forbindelse med materialeudvinding, transport af råvarer, produktproduktion og transport fra fabrik til forhandler²⁷. Postejerskabsomkostninger er de omkostninger, der ligger efter ejerskabsperioden, og kan være omkostninger til destruktion og genanvendelse²⁸. Derudover vil der ligeledes være omkostninger i selve ejerskabsperioden, men disse omkostninger vil ikke blive afholdt af leverandøren men af ejeren af varen.

Hvornår omkostningen afholdes i forsyningskæden har betydning for, hvorvidt der er tale om livscyklusomkostningsbestemmelsens interne eller eksterne omkostninger.

2.2. Interne omkostninger

I udbudslovens sontring mellem interne og eksterne omkostninger, er interne omkostninger de omkostninger, som afholdes af ordregiver i ejerskabsperioden. Det er derved omkostninger til erhvervelse, forbrug, vedligehold og bortskaffelse, jf. UBL § 166, stk. 1, nr. 1. Disse omkostninger afholdes af ordregiver og rummes i UBL § 166, stk. 1, hvorfor omkostningen kan beregnes og inddrages som en kvantitativ værdi i anvendelsen af livscyklusomkostninger som tildelingskriterium.

Omkostninger der ligger før og efter ejerskabsperioden – de såkaldte præ- og postejerskabsomkostninger - kan modsat ikke direkte henføres til ordregiver: At der stilles krav om, at produktionen ikke er omfattet giftige kemikalier, eller at plastikkruset er lavet af 100% PET, vil ikke være en omkostning, som kan henføres til ordregiver, men er i stedet en omkostning, som tilbudsgiver selv bærer, hvilket alt andet lige vil medføre, at anskaffelsesprisen stiger. I lovforslaget til udbudsloven påpeges det, at:

*”(...) disse omkostninger afspejler sig imidlertid i ordregiverens omkostninger forbundet med erhvervelsen, jf. stk. 1, nr. 1, litra a.”*²⁹

Det betyder, at hvis tilbudsgiver har haft omkostninger til udvikling og produktion, vil disse afspejle sig i omkostningerne forbundet med erhvervelsen, idet det alt andet lige vil medføre en

²⁷ Hagel-Sørensen (2016), s. 275

²⁸ Treumer (2016), s. 335

²⁹ L19, s. 189

højere anskaffelsespris. Derfor vil præ- og postejskabsomkostningerne således ikke udgøre en egentlig omkostning, og vil derved ikke være en livscyklusomkostning, som kan inddrages under definitionen interne omkostninger.

2.3. Eksterne omkostninger

Eksterne livscyklusomkostninger er omkostninger, der kan henføres til miljøet, og som kan knyttes til hele varens livscyklus, jf. UBL § 166, stk. 1, nr. 2. Det betyder, at præ- og postejskabsomkostninger skal inddrages som eksterne omkostninger. Men bestemmelsen er ikke begrænset til præ- og postejskabsomkostninger: eksterne omkostninger kan omfatte hele varens livscyklus, og kan således angå alle faser i forsyningskæden, jf. UBL § 24, stk. 1, nr. 20, og kan derfor også angå miljøomkostninger i ejerskabsperioden.

Det fremgår af UBL § 166, stk. 2, at ordregiver ved beregning af livscyklusomkostninger kan inddrage:

”Omkostninger, der kan henføres til eksterne virkninger på miljøet, og som er knyttet til varen, tjenesteydelsen eller bygge- og anlægsarbejdet i løbet af livscyklussen, såfremt deres pengemæssige værdi kan bestemmes og verificeres. Disse omkostninger kan omfatte omkostninger forbundet med drivhusgasemissioner og andre forurenende emissioner og andre omkostninger i forbindelse med modvirkning af klimaændringer.”

Herved kan ordregiver inddrage omkostninger, som kan henføres til de eksterne virkninger på miljøet, hvilket betyder, at omkostningerne, ikke på samme måde som de interne omkostninger, relaterer sig til indkøbtes materielle indhold, men er en konsekvens af kontraktens genstand.

2.4. Livscyklusomkostninger i udbudsprocessen

2.4.1. Som tildelingskriterium

I UBD præambelbetragtning 97 fremgår det, at:

”(...) med henblik på bedre at integrere sociale og miljømæssige hensyn i udbudsprocedurerne bør ordregivende myndigheder endvidere have lov til at anvende tildelingskriterier eller vilkår for gennemførelse af kontrakten for (...) varer eller tjenesteydelser, (...), for så vidt angår alle aspekter og ethvert trin i deres livscyklus lige fra ekstraktion af råmaterialer til produkterne til tidspunktet for bortskaffelse af produktet, herunder faktorer, der indgår i den specifikke proces med fremstilling og levering af samt handel og betingelserne herfor med de pågældende (...) varer eller tjenesteydelser eller en specifik proces på et senere

tidspunkt i deres livscyklus, også selv om sådanne faktorer ikke udgør en del af deres materielle indhold.”

Herved skal det være muligt for ordregiver at anvende forhold fra en vares livscyklus enten som vilkår for gennemførelse af kontrakten (kontraktkrav – som vil blive nærmere diskuteret i afsnit 7) eller under anvendelse af tildelingskriterier, som det netop fremgår af UBL § 166. Som nævnt ovenfor inddrages livscyklusomkostninger under tildelingskriterierne ’omkostninger’ eller ’bedste forhold mellem pris og kvalitet’, som et kvantitativt element. En sådan inddragelse vil blive behandlet i afsnit 4.

2.4.2. Som mindstekrav

Det fremgår direkte af UBL § 162, at livscyklusomkostninger inddrages som et omkostningsselement ved tildelingen. Som ovenstående illustrerer, kan ordregiver derved inddrage et priselement, som kan beregnes for hele varens livscyklus. En lignende inddragelse af forhold fra varens forsyningskæde findes under anvendelse af tekniske specifikationer, idet det fremgår af UBD præambelbetragtning 74, at det skal være muligt, at:

”(...) afgive tilbud, som afspejler mange forskellige tekniske løsningsmuligheder, standarder og tekniske specifikationer på markedet, herunder dem, som er udarbejdet på grundlag af ydelseskriterier med tilknytning til produktionsprocedurernes livscyklus og bæredygtighed i forbindelse med bygge- og anlægsarbejder, varer og tjenesteydelser.”

Dette er implementeret i UBD art. 42, stk. 1, hvis ordlyd bekræfter, at de tekniske specifikationer kan omfatte processen eller metoden for produktion eller levering, eller en bestemt proces i varens livscyklus. Der er således ikke tale om en egentlig omkostning, men i stedet en inddragelse af livscyklusforhold, hvorved inddragelsen ikke er kvantitativ. En sådan inddragelse vil vise sig yderst relevant for at opnå målene om bæredygtige indkøb, idet ordregiver kan undlade at inddrage livscyklusomkostninger kvantitativt, men i stedet stille mindstekrav til processer i livscyklussen.

Udbudsdirektivets henvisninger til livscyklusforhold savnes dog i udbudsloven: Ikke med ét ord er livscyklus nævnt i relation til tekniske specifikationer. Henvisningerne findes dog i lovforslaget til udbudsloven, hvor ordlyden er tæt på at være ordret udbudsdirektivet, hvilket af lovgiver er grundet i at undgå uklarheder og for at minimere risikoen for fortolkningstvivl³⁰.

³⁰ L19, s. 37

Generelt har lovforslag til formål at bidrage med yderligere klarhed om reglernes indhold, hvilket er i overensstemmelse med EU-retten. Men det er problematisk når det kun i lovforslaget og i kommentarerne til UBL § 40 fremgår, at ordregiver har mulighed for at udarbejde tekniske specifikationer, som har tilknytning til produktionsprocedurenes livscyklus og bæredygtighed³¹, og ikke i selve lovteksten. Herved har ordregiver præcis samme mulighed som udbudsdirektivet foreskriver, men dette fremgår ikke af ordlyden i UBL § 40, stk. 1, som blot foreskriver, at tekniske specifikationer skal anføres i udbudsmaterialet. Endvidere foreskriver UBL § 40, stk. 2, at ordregiver kan stille krav til den specifikke proces eller metode for produktion eller levering af varer, men igen uden at nævne livscyklusforholdet, som i stedet også skal findes i lovforslaget. Her fremgår det, at der kan stilles krav til en specifik proces for en fase i varens livscyklus, og at denne fase ikke behøver at udgøre en del af indkøbets materielle indhold, men skal være forbundet med kontraktens genstand³².

Problemet vækker diskussionen af, hvorvidt forarbejderne kan udgøre en retskilde. Der kan findes argumenter for og imod denne betragtning, men det anses dog for problematisk, når forarbejderne gemmer regler eller fortolkninger, som ikke kan ses i lovens tekst³³. Dette kaldes for lovgivning i forarbejderne og er et kritiseret fænomen³⁴. Når forarbejderne ikke kun kan anses som subjektive og for at give indsigt i lovgivers intention³⁵, vil det være nødvendigt, for den der arbejder med loven, at læse forarbejderne for at få hele lovteksten med, hvilket ikke er essentielt. Ved at læse UBL § 40 vil det for den pågældende ordregiver ikke være oplagt at nå frem til, at tekniske specifikationer også rummer muligheden for ikke blot at være knyttet til varens materielle indhold, men til kontraktens genstand.

Problemet kan dog anses for at være mere teoretisk end praktisk, idet man i tvivlstilfælde vil fortolke UBL § 40 både via forarbejderne, direktivet og præamblen, og således fastslå, at anvendelse af livscyklusforhold er en mulighed. Men i forhold til at gøre det nemt gennemskueligt for praktikere og tilvejebringe en egentlig anvendelse, er det problematisk.

³¹ L19, s. 85

³² L19, s. 86

³³ Blume (2009), s. 94

³⁴ Blume (2009), s. 94

³⁵ Blume (2009), s. 93

Derudover synes ordlyden af UBL § 40 ikke at opfylde direktivets tilsigtede mål. Ved at læse udbudsdirektivets præambel står det klart, at fokus på bæredygtighed og på miljømæssige foranstaltninger har stor betydning for udbudsdirektivet, idet det blandt andet fremgår, at:

”Dette direktiv er ikke til hinder for, at der indføres eller anvendes foranstaltninger, som er nødvendige for at beskytte (...) miljøforanstaltninger, navnlig med henblik på en bæredygtig udvikling”³⁶

”Der er behov for, at de tekniske specifikationer (...) sikrer (...) at der opfyldes målsætninger om bæredygtighed.”³⁷

”Det præciseres i dette direktiv, hvordan de ordregivende myndigheder kan bidrage til miljøbeskyttelse og fremme af bæredygtig udvikling (...)”³⁸

”(...) at fremme udviklingen og anvendelsen af europæiske indfaldsvinkler til livscyklusomkostninger som en yderligere understøtning for anvendelse af offentlige udbud til støtte for bæredygtig vækst.”³⁹

Den danske udbudslov er netop blevet opdateret pr. 01.01.2020, idet det var nødvendigt at præcisere visse forhold for at sikre, at udbudsloven er i fuld overensstemmelse med udbudsdirektivet⁴⁰. Dette var en nødvendighed, idet EU-Kommissionen havde påpeget, at implementeringen af udbudsdirektivet ikke var sket korrekt i udbudsloven. Samme konklusion bør drages her, idet udbudsloven, i forhold til de tekniske specifikationer, mangler det øgede fokus på livscyklusomkostninger, livscyklusforhold og bæredygtighed, når dette kun står skrevet i lovforslaget. Indtil EU-Kommissionen påpeger dette, kan det konkluderes, at det for praktikerne er misvisende, men at det er muligt at stille mindstekrav til livscyklusforhold.

2.5. Delkonklusion

For at forstå bestemmelserne om livscyklusomkostninger er det nødvendigt at have kendskab til en forsyningskæde. Dette skyldes at UBL § 166 inddeler livscyklusomkostninger som interne og eksterne omkostninger. Omkostninger, der afholdes af ordregiver i ejerskabsperioden, er interne omkostninger, og er således ikke en omkostning der har relation til forsyningskæden. Anderledes

³⁶ UBD præambelbetragtning 41

³⁷ UBD præambelbetragtning 74

³⁸ UBD præambelbetragtning 91

³⁹ UBD præambelbetragtning 95

⁴⁰ L33, s. 4

er det for de eksterne omkostninger, som er omkostninger, som kan henføres til eksterne virkninger på miljøet i løbet af hele varens livscyklus, og derved hele varens forsyningskæde.

Livscyklusomkostninger efter UBL § 166 er et omkostningselement, som kan adderes til anskaffelsesprisen, idet det anvendes under tildelingskriterierne som en omkostning. I beregningen af denne omkostning, vil det være nødvendigt at sondre mellem de interne og eksterne omkostninger.

Derudover kan livscyklusforhold medtages som mindstekrav. Dette fremgår dog ikke tydeligt af udbudsloven, hvilket er beklageligt. Udover at anvende livscyklusforhold som et konkurrenceparameter, kan ordregiver kræve opfyldelsen af visse krav relateret til en vares livscyklus, førend der kan afgives tilbud, hvilket (i nedenstående afsnit) vil vise sig fordelsagtigt.

3. Livscyklusforhold som mindstekrav

3.1. Tekniske specifikationer

Tekniske specifikationer omtales ofte som kravspecifikationen⁴¹ og vil indeholde såkaldte mindstekrav, som tilbudsgiver skal overholde for at kunne afgive sit tilbud. Mindstekravene er i lovforslaget til udbudsloven defineret som:

”(...) centrale krav til egenskaber ved det udbudte indkøb eller til kontraktens udførelse, der fastsætter de karakteristika (især fysiske, funktionelle og juridiske), som alle tilbud skal opfylde eller have”⁴².

Ordregiver kan ved anvendelsen af tekniske specifikationer enten beskrive funktionskrav, henvise til en eller flere standarder eller kombinere disse to muligheder, jf. UBL § 41. Ved anvendelsen af funktionskrav er det muligt at stille krav til selve målet⁴³ i stedet for at stille krav til udførelsen⁴⁴. Funktionskrav skal være så præcise, at kontraktens genstand kan identificeres, jf. UBL § 41, stk. 1, nr. 1. Ved at lade kravene afspejle kun de vigtigste egenskaber for kontraktens genstand, er en kunstig indsnævring af konkurrence undgået, jf. UBD præambelbetragtning 74, idet tilbudsgiver

⁴¹ Hamer (2016), s. 385

⁴² L19, s. 57.

⁴³ Ølykke m.fl. (2017), s. 279

⁴⁴ Hamer (2016), s. 389

selv har mulighed for at tilrettelægge sit udbud⁴⁵. Ordregiver kunne for eksempel angive et mindstekrav, der kræver, at en produktionsproces maksimalt må udlede et vis kilo CO₂, og det vil således være op til tilbudsgiver at finde en løsning, der opfylder dette⁴⁶. Ordregiver kan også kræve, at indkøbet opfylder en bestemt standard. Dansk Standard har i en analyse fra maj 2020 konkluderet, at anvendelsen af standarder fremmer eller øger den grønne omstilling, idet 41% af 580 survey-svar svarede at have brugt standarder til at reducere egen miljø- og klimabelastning⁴⁷.

Det afgørende for at anvende tekniske specifikationer er, at der ikke er mulighed for at konkurrere på parametrene: tilbudsgiver skal opfylde dem for at kunne afgive sit tilbud. Derfor skal ordregiver være opmærksom på, at ved at stille for høje mindstekrav er der risiko for, at flere tilbudsgivere ikke er konditionsræssige og derfor ikke kan afgive tilbud, hvorved konkurrencen potentielt kan svækkes. Det er derfor vigtigt, at de krav, der stilles til tilbudsgiverne, er proportionelle og reelle samt overholder de almindelige udbudsretlige regler.⁴⁸

3.1.1. Udbudsretlige krav til tekniske specifikationer

Det fremgår af UBD art. 42, stk. 1, at kravene skal være forbundet til kontraktens genstand og være proportionelle, således de svarer til kontraktens værdi og mål⁴⁹. Som nævnt ovenfor kan egenskaberne til kontraktens genstand vedrøre processer og metoder for produktion eller levering for hele varens livscyklus⁵⁰. I UBD præambelbetragtning 97 fremhæves det, at det for tildelingskriterier gælder, at:

”Kriterier og vilkår vedrørende en sådan produktions- eller leveringsproces er for eksempel, at fremstillingen af de indkøbte varer ikke har omfattet giftige kemikalier, eller at de indkøbte tjenesteydelser leveres ved hjælp af energieffektive maskiner.”

⁴⁵ Hamer (2016), s. 389

⁴⁶ Treumer (2016), s. 338

⁴⁷ Oxford Research (2020) (web)

⁴⁸ Treumer (2016), s. 348 på baggrund af KFST: Totalomkostninger Praktisk vejledning til offentlige indkøbere, november 2016

⁴⁹ Ølykke m.fl. (2017), s. 277

⁵⁰ Ølykke m.fl. (2017), s. 277

Ølykke m.fl. (2017) fremhæver, at dette ligeledes burde være gældende for mindstekravene⁵¹, hvilket også har været forståelsen ved den danske implementering af direktivet, idet det af lovforslaget til udbudsloven fremgår, at:

”Det fremgår endvidere af bestemmelsen, at de tekniske specifikationer for indkøb af bygge- og anlægsarbejder, varer eller tjenesteydelser kan angå krav til de processer og metoder, der er nævnt i § 163, stk. 2. Det vil sige, at egenskaberne også kan vedrøre den specifikke proces med fremstilling eller levering af eller handel med de pågældende bygge- og anlægsarbejder, varer eller tjenesteydelser, eller en specifik proces for en anden fase i deres livscyklus.”⁵²

Muligheden for at have denne inddragelse medfører dog et krav om at mindstekravene generelt er præcise og objektivt beskrevet, således kontraktens genstand kan identificeres⁵³. Klagenævnet for Udbud har flere gange afsagt kendelser, hvor spørgsmålet omhandlede, hvorvidt mindstekravene var præcise nok til at kunne håndhæves. Det afgørende har været, at kravene ikke er for skønsmæssige, hvorfor det ikke vil være acceptabelt at anføre, at varen for eksempel skal have en lav miljøbelastning⁵⁴. Dette vil kræve en skønsvurdering fra tilbudsgiver, hvorved kravet bliver subjektivt, hvorfor det er svært for ordregiver at vurdere, hvorvidt kravet er opfyldt, ligesom svaret vil afhænge af, hvem der er ordregiver. Dette er hverken objektivt eller præcist.

Kravet om, at funktionskravene skal være præcise, er ligeledes vigtigt, således tilbudsgiver kan gennemskue, hvilke krav denne skal opfylde for at være kvalificeret til at afgive tilbud⁵⁵. I forlængelse heraf skal det være tydeligt for tilbudsgiveren at identificere, hvordan denne kan dokumentere sin opfyldelse af mindstekravene⁵⁶.

Når kravene er objektive, vil de udgøre grundlaget for en sammenlignende vurdering af tilbuddene, hvilket er i overensstemmelse med de udbudsretlige principper om gennemsigtighed og ligebehandling, og ordregiver vil således kunne stille krav i relation til varens livscyklus.

⁵¹ Ølykke m.fl. (2017), s. 277

⁵² L19, s. 86

⁵³ Treumer (2016), s. 348

⁵⁴ Jakobsen m.fl. (2016), s. 352

⁵⁵ Treumer (2016), s. 348

⁵⁶ Treumer (2016), s. 348

3.1.2. Mærkning

Ordregiver kan i de tekniske specifikationer kræve, at indkøbet er forsynet med et bestemt mærke, som kan dokumentere specifikke egenskaber, jf. UBL § 46, stk. 1. Anvendelsen af konkrete mærker er en ændring fra 2004-direktivet. I 2004-direktivet skulle konkrete krav, der kunne være inspireret af et mærke, udformes som en teknisk specifikation⁵⁷, da det ikke var muligt at henvise til et specifikt mærke. Dette blev fastslået i afgørelsen C-368/10, hvor det fremgår, at ordregiver skulle acceptere enhver anden dokumentation for at sådanne specifikationer var opfyldt⁵⁸. Med 2014-direktivet er det blevet nemmere at stille miljømæssige krav, idet ordregiver nu kan kræve et bestemt mærke, jf. UBD art. 43, i stedet for at udforme det som en teknisk specifikation. Dette er implementeret i UBL § 46.

Fordelen ved at angive mærker i den tekniske specifikation er, at den organisation, som udsteder mærket, fører kontrollen med 'mærkeindehaveren'⁵⁹. Således kan ordregiver være sikker på opfyldelsen af det gældende krav, så længe tilbudsgiver har mærket. Dette gør det i høj grad nemmere at facilitere den grønne omstilling.

Af UBD præambelbetragtning 75 fremgår det, at muligheden for at stille krav til mærkning forudsætter, at mærkningen er forbundet med kontraktens genstand, at kravene udformes på objektivt kontrollerbare kriterier, og at mærket er til rådighed og tilgængeligt for alle interesserede parter. Dette er ligeledes implementeret i UBL § 46, stk. 1, nr. 1-5. Både udbudsdirektivet og udbudsloven kræver endvidere, at ordregiver skal acceptere alle mærker, der opfylder tilsvarende mærkekrav⁶⁰. Hvis tilbudsgiver ikke har haft mulighed for at få det specifikke mærke, af årsager der ikke kan tilskrives denne, skal ordregiver acceptere anden relevant dokumentation⁶¹.

3.2. Delkonklusion

Selvom det ikke fremgår direkte at udbudsloven, er det muligt at anvende livscyklusforhold som mindstekrav. Det kan dog konkluderes, at ordregiver skal være særlig opmærksom på en række udbudsretlige krav. Det anbefales, at ordregiver stiller funktionskrav, således tilbudsgiver har en

⁵⁷ Ølykke m.fl. (2017), s. 282

⁵⁸ Ølykke m.fl. (2017), s. 282

⁵⁹ Ølykke m.fl. (2017), s. 284

⁶⁰ UBL § 46, stk. 3 og UBD art. 43, stk. 1.

⁶¹ Ølykke m.fl. (2017), s. 283

vis frihed i at opfylde kravene. Ordregiver skal ligeledes være opmærksom på, at kravene skal opfylde de udbudsretlige principper om især ligebehandling og gennemsigtighed. Ved opfyldelsen af disse kumulative krav, er ordregiver berettiget til at stille mindstekrav til en proces i varens livscyklus.

Hvis opfyldelsen af disse krav synes svær, er det også muligt at stille krav til et bestemt mærke. Herved kan ordregiver undlade at udforme egne krav, men henvise til et bestemt mærke, som rummer de krav ordregiver finder aktuelle i sit udbud. Anvendelsen af mærker fremstår som en gennemskuelig måde for ordregiver at facilitere den grønne omstilling.

Ordregiver giver skal dog være opmærksom på, at konkurrencen ikke svækkes uanset om der stilles funktions- eller mærkekrav. Netop dette forhold kan være en af årsagerne til, at udbudsløven i dag indeholder §§ 166-168, som gør det muligt at konkurrere på livscyklusomkostningerne.

4. Livscyklusomkostninger som tildelingskriterium

Ved at anvende livscyklusomkostningerne i tilbudsevalueringen bliver omkostningen et parameter, som tilbudsgiverne skal konkurrere på. Formålet er at beregne livscyklusomkostninger til en nutidsværdi, som kan adderes til anskaffelsesprisen for at få en samlet totalpris⁶². Dette kræver dog, at underkriterier kan omregnes til en kroneværdi, som kan give en sammenlignelig vurdering af tilbudsgiverne. For at sikre overholdelsen af de udbudsretlige principper er ordregiver forpligtet til at angive kriterier for tildeling, angive beskrivelsen af evalueringsmetoden og beskrive, hvad der tillægges betydning ved tilbudsevalueringen, jf. UBL § 160, stk. 1.

Ved beregningen er det nødvendigt at sondre mellem de interne og eksterne omkostninger, hvorfor de hver især vil blive gennemgået nedenfor.

4.1. Beregning af interne livscyklusomkostninger

4.1.1. Anvendelsen af TCO-metoden

Som nævnt ovenfor er de interne omkostninger de såkaldte ejerskabsomkostninger. Beregningen af disse handler om at identificere de omkostninger, som ordregiver afholder ved at anskaffe en bestemt vare. Der er derfor ikke tale om en egentlig beregning, men nærmere om en identifice-

⁶² Treumer (2016), s. 353

ring af de omkostninger, der er forbundet med erhvervelsen, forbrug, vedligehold og bortskaffelse, jf. UBL § 166, stk. 1, nr. 1. Til at udføre denne opgave kan den økonomisk anerkendte metode Total Cost of Ownership (TCO) anvendes. TCO defineres som:

”(...) a purchasing tool and philosophy which is aimed at understanding the true cost of buying a particular good or service from a particular supplier”⁶³

Metoden anvendes således til at finde den samlede pris ved anskaffelsen; den såkaldte totalomkostning, ved at identificere hvilke omkostninger, der er forbundet til varen i forhold til:

”(...) acquisition, possession, use and subsequent disposition of a good or service. In addition to the price paid for the item, TCO may include such elements as order placement, research and qualification of suppliers, transportation, receiving, inspection, rejection, replacement, downtime caused by failure, disposal costs and so on.”⁶⁴

Anvendelsen af TCO-metoden er derfor især nyttig, hvor indkøbet er forbundet med høje driftsomkostninger til for eksempel energi, rengøring og vedligehold, hvor anskaffelsesprisen ikke afspejler den reelle omkostning, som ordregiver afholder for den indkøbte vare⁶⁵.

Bilag I indeholder et eksempel på, hvordan en TCO-beregning kan se ud. Her er blandt andet arbejdstiden ved udskiftningen af printere til en kommune estimeret, ligesom arbejdstid til oplæring af brugere er medtaget. Ved at beregne den samlede udgift til arbejdstid kan denne adderes til anskaffessummen, hvorved den samlede pris findes. Beregningen vil ligeledes kunne indeholde omkostninger i ejerskabsperioden til eksempelvis service. TCO-beregningens indhold vil afhænge af, hvad det er for et produkt, der indkøbes.

TCO-metoden er et velkendt begreb i forhold til indkøb og Supply Chain Management (SCM), hvor det netop er afgørende at have fokus på alle omkostninger forbundet med et indkøb, for at kunne købe den økonomisk mest fordelagtige vare. SCM defineres bredt, og kan betegnes som en ledelsesfilosofi, hvor formålet er at optimere omkostninger og forøge virksomhedens værdi for kunderne via forsyningskæden⁶⁶. For at have en konkurrencedygtig forsyningskæde, og her-

⁶³ Ellram (1995), s. 1

⁶⁴ Ellram (1995) s. 4

⁶⁵ KFST (jan. 2016), s. 215

⁶⁶ Nielsen m.fl. (2002), s. 127

under have konkurrencedygtige priser, er det nødvendigt at vælge de rette leverandører og evaluere, hvorvidt disse præsterer som ønsket⁶⁷. Valget af den rette leverandør, og den senere evaluering af disse, kan blandt andet træffes ud fra fokus på omkostningerne. Dette kan være omkostninger, der har betydning for den reelle pris leverandøren afholder, men, som det er nævnt ovenstående, kan forsyningskæden, i udbudssammenhæng under inddragelse af livscyklusomkostninger, også optimeres, ved at have fokus på de eksterne omkostninger og derved forsyningskædens udledning af drivhusgasser. Ved at have fokus på omkostningerne er det således muligt at få overblik over forhold, der påvirker forsyningskæden og derved leverandørens omkostninger:

*”Without cost knowledge, management cannot determine how different practices affect the total cost of ownership (...)”*⁶⁸

På samme vis anvendes TCO-metoden af ordregiver for at identificere, hvilken tilbudsgiver, der kan levere en vare, som samlet har den laveste omkostning i hele ejerskabsperioden. Den tilbudsgiver, der er i stand til at levere en vare med den laveste omkostning, vil formentlig derfor være den, der har fokus på SCM og hele sin forsyningskæde for at sikre lave interne og eksterne omkostninger.

4.1.2. TCO-metoden i udbudssammenhæng

TCO-metoden er ikke direkte beskrevet i hverken udbudsdirektivet eller i udbudsloven og synes i stedet at kunne anses for at være et levn fra 2004-direktivet, der ikke indeholdt bestemmelser om livscyklusomkostninger. I stedet var det muligt at inddrage omkostninger til blandt andet drift, som kunne adderes til anskaffelsessummen, jf. 2004-direktivets art. 53, stk. 1, litra a⁶⁹.

I dag er der dog stadig stor praktisk anvendelse af metoden, når de offentlige indkøbere ønsker at købe bæredygtigt: KFST har udgivet en vejledning om anvendelsen af TCO⁷⁰, Miljøstyrelsen har flere værktøjer til anvendelsen af TCO i forbindelse med ansvarligt indkøb⁷¹, og Staten og Kommunernes Indkøb (SKI) finder ligeledes TCO-metoden anvendelig for blandt andet at opnå en

⁶⁷ Monczka m.fl. (2016), kap. 7

⁶⁸ Nielsen m.fl., (2002), s. 132

⁶⁹ Hagel-Sørensen (2016), s. 272

⁷⁰ KFST (nov. 2016)

⁷¹ Forum for bæredygtige indkøb (2018) (web)

mindre klimabelastning⁷². Denne anvendelse afspejler netop det faktum, at bestemmelserne om livscyklusomkostninger ikke har fundet indpas hos de offentlige indkøbere. I stedet anvendes TCO-metoden, og da denne metode kun har fokus på de omkostninger, der kan henføres til ordregiver og ikke på de eksterne omkostninger⁷³ (og derved kun rummer en brøkdel af de muligheder, som findes ved at inddrage livscyklusomkostningerne), er dette beklageligt.

Der kunne derfor sås tvivl om, hvorvidt de offentlige indkøbere har kendskab til den store forskel, der er ved at beregne omkostninger efter TCO-metoden og efter bestemmelserne om livscyklusomkostninger – på trods af både udbudsdirektivets og udbudslovens eksplicite brug af begrebet livscyklusomkostninger. Noget kunne dog tyde på, at der i dag stadig er tvivl om, hvorvidt der er forskel på de to begreber. I 1993 præsenterede Ellram og Siferd TCO-metoden således:

“In purchasing, the total cost concept also is referred to as the total cost of ownership or life cycle costing”⁷⁴

Herved blev total cost of ownership ligestillet med life cycle costing (LCC), hvilket er forkert. Nedenstående afsnit vil belyse forskellen og tydeliggøre, hvorfor det er livscyklusomkostningerne og ikke TCO-metoden, der er nævnt i udbudsdirektivet.

4.1.3. Årsagen til at TCO-metoden ikke findes i udbudsloven

I 2003 blev livscyklustænkningen indført i den europæiske politiske beslutningsproces i den integrerede produktpolitik (IPP) i COM (2003) 302 final⁷⁵. Det fremgår af meddelelsen, at det er nødvendigt at IPP'en har en miljødimension, fordi den samlede mængde af produkter i EU øges⁷⁶. Det fremgår endvidere, at det er EU-Kommissionens vurdering, at det er nødvendigt at tage hensyn til hele livscyklussen for at forhindre, at den negative miljøpåvirkning skubbes videre til det næste led i forsyningskæden⁷⁷. EU-Kommissionen er dog også klar over, at dét at have fokus på hele livscyklussen er kompliceret, idet:

⁷² Staten og Kommunernes Indkøbsservice A/S, TCO-beregning (web)

⁷³ Andhov m.fl. (2020), s. 12

⁷⁴ Ellram og Siferd (1993)

⁷⁵ COM (2013) 196 final, s. 8

⁷⁶ COM (2003) 302 final, pkt. 1.4

⁷⁷ COM (2003) 302 final, pkt. 1.5

”(...) et produkts livscyklus er ofte lang og kompliceret. Den dækker alle områder fra udvinding af naturressourcer, design, fremstilling, samling, markedsføring, distribution, salg og brug til produktets eventuelle bortskaffelse som affald. Samtidig involverer den også mange forskellige aktører såsom designere, industrien, grossister, importører, forhandlere, servicesektoren, markedsføringsfolk og forbrugere.”⁷⁸

Ved præsentation af IPP'en, blev det af EØSU⁷⁹ påpeget, at indførelsen af livscyklusvurderingen og miljødesign kræver både en stor finansiell, organisatorisk og lovgivningsmæssig indsats⁸⁰. Derudover har EØSU også påpeget, at for at kunne komme i mål med et ressourceeffektivt Europa, er det nødvendigt, at finanspolitikken:

”(...) omstilles med henblik på at straffe en ineffektiv anvendelse af energi og andre ressourcer og belønne større effektivitet.”⁸¹

Man er således klar over, at inddragelsen af livscyklusomkostninger ikke vil være uden omkostninger.

Livscyklusvurderingen, der refereres til i forbindelse med IPP'en, kaldes LCA og dækker over begrebet 'Life Cycle Assessment'. LCA er en 'vugge-til-grav'-analyse af den miljømæssige påvirkning fra produktet⁸². LCA blev udviklet i 1960'erne, idet der på daværende tidspunkt var mangel på råvarer og energiressourcer i Europa og USA, hvorfor man ønskede at finde en potentiel anvendelse af alternative energiressourcer ved at analysere livscyklussen⁸³.

Metoden fra LCA anvendes i dag blandt andet, når produkters eller organisationers miljømæssige fodaftryk skal estimeres - det såkaldte PEF og POF (Products- eller Organisation Environmental Footprint). Samtidigt er det et SCM-værktøj til at optimere forsyningskæden ud fra en miljømæssig betragtning⁸⁴. For at måle performance af LCA er Life Cycle Costing (LCC) blevet koblet til LCA, hvorved der knyttes en omkostning til analysen. LCC var oprindeligt et værktøj, der blev anvendt til at sammenligne en vares fremtidige og nutidige priser, idet LCC er en analysemetode,

⁷⁸ COM (2003) 302 final, pkt. 2.1.

⁷⁹ Det Europæiske Økonomiske og Sociale Udvalg

⁸⁰ COM (2003) 302 final, pkt. 3.2.d.

⁸¹ COM (2011) 571 final, pkt. 4.6.

⁸² Europa-Kommissionen (2016), s. 35

⁸³ Andhov m.fl., (2020), s. 5

⁸⁴ SWD (2013) 111, final, s. 11

der er baseret på en forudsigelse af fremtiden⁸⁵. LCC-metoden har været i udvikling og indeholder i dag også en kvantificering af produktets eksternaliteter⁸⁶. Dette skete, da SETAC⁸⁷ inddelte LCC i tre undertyper: Conventional-, environmental- og societal LCC⁸⁸. Den konventionelle LCC inkluderer omkostninger forbundet med LCA, mens den miljømæssige LCC inkluderer eksternaliteterne, hvorved de to typer komplementerer hinanden:

*"(...) on the one hand it requires the inclusion of all the life cycle stages and future costs to be sustained and, on the other, it takes into account the environmental costs calculated using the LCA method."*⁸⁹

Slutteligt anvendes 'societal' LCC til at knytte en monetær værdi hertil baseret på 'willingness-to-pay'⁹⁰. Det betyder således, at ved at anvende livscyklusomkostningsmetoden, som UBL § 166 faciliterer, er det ikke kun muligt at opgøre prisen i ejerskabsperioden, men også muligt at opgøre omkostningen for miljøet⁹¹. Dette illustrerer, at metoden rummer langt flere muligheder end blot anvendelsen af TCO-metoden.

I 2014 blev LCA- og LCC-metoden brugt ved udregningen af Novo Nordisks miljømæssige fodaftryk i form af en Environmental Profit & Loss Account (E P&L)⁹². Rapporten er et management redskab, som ved at sætte en monetær værdi på udledningen af miljøskadelige stoffer, hjælper virksomheden til at reducere miljøforureningen:

*"This report is the outcome of a project that took a deep dive into Novo Nordisk's value chain. This first Novo Nordisk Environmental Profit and Loss Account (E P&L) has helped us explore the opportunities to reduce the company's environmental impact in the upstream part of our value chain."*⁹³

Rapporten viser, at virksomheden i sig selv kun udleder 1% af det miljømæssige tab, mens resten kommer fra upstream-leverandører i forsyningskæden, hvilket figuren i bilag II viser. Rapporten

⁸⁵ Andhov, m.fl. (2020), s. 7

⁸⁶ Andhov, m.fl. (2020), s. 7

⁸⁷ The Society of Environmental Toxicology and Chemistry

⁸⁸ Thiébat (2019), s. 48

⁸⁹ Thiébat (2019), s. 48

⁹⁰ Thiébat (2019), s. 49

⁹¹ Andhov, m.fl. (2020), s. 4

⁹² Miljøstyrelsen (2014)

⁹³ Miljøstyrelsen (2014), s. 5

illustrerer vigtigheden af at have fokus på hele forsyningskæden, når man ønsker at ændre den miljømæssige forurening – præcis som livscyklusomkostningsbestemmelser om eksterne omkostninger muliggør.

4.2. Beregning af eksterne livscyklusomkostninger

Det fremgår af UBL § 167, stk. 1, at det i udbudsbekendtgørelsen skal fremgå, hvilke data tilbudsgiverne skal fremlægge. Dette er et klart udtryk for det udbudsretlige princip om gennemsigtighed. Bestemmelsen er et produkt af det faktum, at beregningen af livscyklusomkostninger på mange måder er meget lidt konkret: Hvis ordregiver kan opgøre den pengemæssige værdi på de eksterne virkninger på miljøet, kan disse omkostninger indgå ved tildelingen af kontrakten, jf. UBL § 166, stk. 1, nr. 2, 1. pkt. Det må betyde, at der ikke er en egentlig øvre grænse for, hvilke omkostninger ordregiver kan medtage i sin vurdering, så længe værdien kan fastsættes og anses som en ekstern virkning, der kan henføres til kontraktens genstand⁹⁴. Derfor er det nødvendigt at skabe gennemsigtighed for alle tilbudsgivere, således de kender den konkrete metode, som anvendes til beregningen af omkostningerne. Men dette er yderst kompliceret.

UBL § 166, stk. 2 omhandler de eksterne omkostninger, men i forhold til beregningen af disse er der ikke meget hjælp at hente i bestemmelsen. Den skriver, at de eksterne omkostninger kan være drivhusgasemissioner, og hvis den pengemæssige værdi kan bestemmes og verificeres, kan omkostningen indgå som et omkostningselement. Heller ikke i lovforslag til udbudsloven findes der egentlig hjælp til, hvordan det skal lade sig gøre at beregne de eksterne omkostninger. Her er ordlyden tæt på at være identisk med UBL § 166, stk. 2, hvilket desuden synes at gøre kommentaren unødvendig. Af UBL § 168, stk. 2 fremgår det, at Erhvervs- og Vækstministeriet kan fastsætte nærmere regler for livscyklusomkostninger, og indtil dette sker, må det undersøges, om der kan hentes mere konkret hjælp i udbudsdirektivet. Desværre er ordlyden af UBD art. 68, stk. 1, litra b direkte implementeret i udbudsloven, hvorfor dette heller ikke konkretisere beregningen.

4.2.1. Negative eksternaliteter⁹⁵

Kompleksiteten af beregningen af de eksterne omkostninger skyldes, at opgaven består i at beregne omkostninger, som kan henføres til eksterne virkninger på miljøet. Omkostningen afholdes hverken af leverandøren eller ordregiver, idet en eksternalitet er defineret som:

⁹⁴ Hagel-Sørensen (2016), s. 279

⁹⁵ Afsnittet er skrevet på baggrund af teori fra Parkin m.fl. (2011)

*"(...) a cost or a benefit that affects someone other than the seller or the buyer of a good or service."*⁹⁶

Teoretisk set er markedet kendetegnet ved at kunne regulere sig selv: det er på baggrund af udbud og efterspørgsel, at mængden og prisen bestemmes. Når markedet er i ligevægt, produceres den optimale mængde, som sælges til den optimale pris. Men virkeligheden afspejler ikke altid teorien, og der kan opstå 'market failure'⁹⁷. Når der opstår markedsfejl, er markedet ikke efficient, og der opstår et deadweight loss, som repræsenterer ineffektiviteten⁹⁸. Én af forhindringerne for at opnå et efficient marked er, hvis der er eksternaliteter.

I micro-økonomien sondres der imellem fire typer af varer: offentlige varer, private varer, fælles ressourcer og 'naturligt monopol'-varer⁹⁹. Offentlige varer kan klassificeres som varer, der er ikke-ekskluderende og ikke-rivaliserende. At en vare er ikke-ekskluderende betyder, at alle kan modtage varens fordel, fordi den er gratis. Når varen samtidig er ikke-rivaliserende, betyder det, at én persons brug af varen eller anvendelsen ikke begrænser tilgængeligheden for andre. Modsat er private varer både ekskluderende og rivaliserende, idet tilgængeligheden begrænses af andres brug, og varen er ikke gratis. Hvis en vare er en fælles ressource, er den rivaliserende, idet én persons brug begrænser den næste persons brug, men den er modsat ikke-ekskluderende, fordi den er gratis. 'Naturlig monopol'-varer er ikke-rivaliserende men ekskluderende, fordi tilgængeligheden ikke begrænses, men varen er ikke gratis.

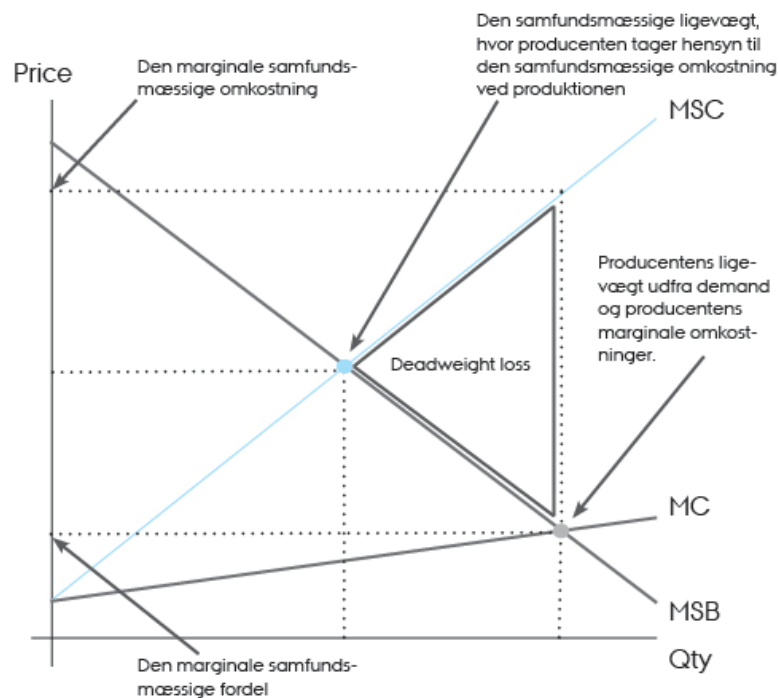
Dog er der nogle typer af varer, som ikke passer ind i én af de fire klassificerede typer af varer og kaldes i stedet en mixed-vare. En mixed-vare er en privat vare, der ved produktion eller konsumption skaber en eksternalitet – enten positiv eller negativ. En negativ eksternalitet skabes for eksempel, hvor en bilproducents produktion skaber en ekstern omkostning ved at udlede drivhusgasser, som hverken producenten eller forbrugeren betaler for, men som samfundet i stedet må betale for. Dette kan illustreres i følgende:

⁹⁶ Parkin m.fl. (2011), s. 114

⁹⁷ Parkin m.fl. (2011), s. 113

⁹⁸ Parkin m.fl. (2011), s. 114

⁹⁹ Parkin m.fl. (2011), s. 348



Figur 1 Lavet med inspiration fra Parkin m.fl. (2011), s. 370

Når en virksomhed, der skaber negative eksternaliteter som for eksempel udledning af drivhusgasser, bestemmes deres mængde og pris ud fra virksomhedens egne omkostninger. Disse kaldes marginale private omkostninger (MC) og repræsenterer den omkostning, som producenten afholder ved at producere en enhed mere. Det efficiente marked findes dér, hvor udbud og efterspørgselskurverne skærer hinanden. Den efficiente mængde for samfundet vil dog ikke matche producentens efficiente mængde, hvis der ved produktionen er en samfundsomkostning i form af for eksempel forurening. Den omkostning, som samfundet afholder ved, at der produceres én enhed mere, kaldes den marginale sociale omkostning (MSC), og som ovenstående figur viser, er den samfundsmæssige ligevægt væsentlig lavere end producentens. Når den marginale samfundsmæssige omkostning er højere end den marginale samfundsmæssige fordel ved producentens ligevægt, opstår der et deadweight loss. Det betyder, at samfundet betaler en vis pris, når producenten ikke tager højde for miljøet i sin produktionsmængde.

Når hverken producent eller forbruger afholder den samfundsmæssige omkostning, kan staten gribe ind og pålægge omkostningen hos producenten via en afgift eller en kvote. Det kan også

gøres ved at anvende det såkaldte 'cap-and-trade'-system¹⁰⁰. Et sådant 'cap-and-trade'-system findes i form af "The EU-emissions trading system (EU ETS)"¹⁰¹. Under et 'cap-and-trade'-system tildeles hver enkel virksomhed en kvote, hvorved der er et loft for, hvor meget CO₂ virksomheden må udlede. Hvis virksomheden ikke udleder denne mængde, kan den sælge sin kvote, hvorved der skabes incitament hos den private virksomhed til at udlede mindre¹⁰². For EU ETS-systemet gælder det, at kvoter kan købes og sælges i hele EU, og prisen fastsættes efter udbud og efterspørgsel¹⁰³. CO₂-kvoterne er gældende for kategorier af aktiviteter som findes i Kvotedirektivets bilag I¹⁰⁴. I Danmark omfattes kraftvarmeværker, fjernvarmestationer med flere¹⁰⁵. Fælles for disse virksomheder er, at det er virksomheden selv, der udleder drivhusgasserne i det pågældende EU-land. Dette er også kendetegnet for teorien om de negative eksternaliteter: der kigges på producenten.

Det er netop producentens udledning af CO₂ og skabelse af negative eksternaliteter, som ordregiver har mulighed for at addere til anskaffelsesprisen, således producenten bliver ansvarlig for den miljømæssige omkostning, som samfundet afholder ved, at der produceres varer. Inddragelsen er dog ikke begrænset til at omfatte selve producenten, men også underleverandørerne, idet UBL § 166, stk. 1, nr. 2 bestemmer, at omkostninger, der er knyttet til varen i løbet af dens livscyklus, kan inddrages. Hvis tilbudsgiver således tilbyder en vare, hvor der i dens livscyklus er knyttet høje eksterne virkninger på miljøet, vil denne vare have en høj omkostning. Derved sker der en internalisering af omkostningerne, idet tilbudsgiveren overtager omkostningen – og ordregiver har mulighed for at vælge denne vare fra, fordi den er for dyr for samfundet.

4.2.2. Anvendelsen af eKPI'er

For at beregne de negative eksternaliteter er det, som nævnt ovenstående, et krav, at ordregiver gennemsigttiggør hvilke elementer, der er afgørende i beregningen, således tilbudsgiver kan afgive de oplysninger, der gør det muligt at udregne livscyklusomkostningerne. Det kan for eksempel

¹⁰⁰ Parkin m.fl. (2011), s. 373

¹⁰¹ EU-Kommissionen, EU Emissions Trading Systems (EU ETS) (web)

¹⁰² Parkin m.fl. (2011), s. 373

¹⁰³ Energistyrelsen, EU's CO₂-kvoteordning (web)

¹⁰⁴ Europa-Parlamentets og Rådets direktiv 2003/87/EF af 13. oktober 2003

¹⁰⁵ Energistyrelsen (2013) (web)

ske ved at ordregiver fastslår i udbudsmaterialet, hvilke KPI'er der beregnes. I relation til bæredygtigt indkøb anvendes 'Environmental Key Performance Indicators' (eKPI'er), som er:

*"(...) quantifiable metrics that reflect the environmental performance of a business in the context of achieving its wider goals and objectives."*¹⁰⁶

eKPI'erne kan blandt andet bestemmes ud fra, hvordan en given industri forurener¹⁰⁷ og kan derfor variere fra virksomhed til virksomhed. I den tidligere nævnte rapport fra Novo Nordisk anvendes følgende eKPI'er: Drivhusgasemissioner, luftforurening og vand¹⁰⁸. Disse er valgt, fordi de er relevante for Novo Nordisk. Som det ligeledes vil fremgå nedenfor, er det lignende parametre, der anvendes ved beregningen af eksternaliteterne for køretøjer i direktiv 2009/33/EF.

En måde, hvorpå ordregiver kan skabe gennemsigtighed i beregningen af de eksterne omkostninger, kan således være at forudbestemme, hvilke eKPI'er der vil blive beregnet. Således vil det stå klart for tilbudsgiver, hvilket datagrundlag der skal fremskaffes¹⁰⁹, og tilbudsgiver vil kunne vurdere, om denne vil bruge ressourcer på at afgive et tilbud.

Det at fastsætte hvilke eKPI'er, der skal beregnes, er dog ikke nok: ordregiver skal også fremlægge beregningsmetoden og herunder, hvordan den monetære værdi af de negative eksternaliteter findes. Det betyder, at det er nødvendigt at kende prisen for udledning af hver af disse eKPI'er. Værdien skal gerne afspejle den skadeomkostning, som samfundet har af udledningen¹¹⁰, men at finde denne pris er ikke ligetil.

4.2.3. Fastsættelse af den pengemæssige værdi

EU-Kommissionen har introduceret 'Green Public Procurement' (GPP), som er et redskab til de europæiske offentlige indkøbere, hvor både medlemsstater og offentlige indkøbere selv kan bestemme i hvilket omfang, de vil implementere den grønne løsning¹¹¹. GPP er defineret som:

¹⁰⁶ DEFRA (2006), s. 13

¹⁰⁷ DEFRA (2006), s. 19

¹⁰⁸ Miljøstyrelsen – metode (2014), s. 11

¹⁰⁹ Treumer (2016), s. 365

¹¹⁰ Energistyrelsen (2018) (web)

¹¹¹ EU-Kommissionen Environment (August 2019) (web)

”(...) en proces, hvorved offentlige myndigheder erhverver varer (...), som har mindre miljøvirkning målt over levetiden sammenlignet med varer (...) med samme primære funktion, som ellers ville være erhvervet eller blive udført.”¹¹²

I 2016 udgiver EU-Kommissionen i den forbindelse en håndbog til praktikere med hjælp til, hvordan de kan implementere det bæredygtige indkøb¹¹³. En del af GPP er inddragelsen af livscyklusomkostninger. Håndbogen indeholder et afsnit om de eksterne omkostninger, hvor reglerne i bestemmelsen fremhæves, men der præsenteres ikke en egentlig pris for de negative eksternaliteter, som efter bestemmelsen kan beregnes.

I stedet har EU-Kommissionen udviklet fem produktspecifikke livscyklusomkostningsværktøjer, som skal facilitere brugen af bestemmelsen i medlemsstaterne¹¹⁴. Disse områder er computere, billedbehandlingsudstyr, salgsautomater, indendørs og udendørs belysning¹¹⁵. Fælles for alle områder er, at de eksterne omkostninger udregnes ud fra prisen 90 EUR/ton CO₂-eq¹¹⁶. Dette er valgt på baggrund af rapporten ”Update of the Handbook on External Costs of Transport” by Ricardo-AEA from 2014¹¹⁷ omhandlende omkostningen ved transport¹¹⁸. EU-Kommissionen fremhæver dog, at medlemslandene kan have andre tilgange til prisen, og at det derfor er op til den enkelte ordregiver at specificere den enkelte omkostning:

”If you choose to include them in the tool, the externality cost of CO₂-eq emissions will have to be specified. At the EU level, a report for DG Transport on the “Update of the Handbook on External Costs of Transport” by Ricardo-AEA from 2014, proposed a central value of 90 EUR/tonne (in 2010 prices) from a range between 48-168 EUR. In some countries, the government might provide other figures.”¹¹⁹

¹¹² COM (2008) 400, final

¹¹³ European Commission (2016)

¹¹⁴ EU-Kommissionen Environment (April 2020) (web)

¹¹⁵ EU-Kommissionen Environment (Marts 2020) (web)

¹¹⁶ CO₂-eq er den såkaldte tekniske betegnelse for klimaaftrykket: Idet forureningen ikke kun kommer fra kuldioxid, anvendes CO₂ ækvivalenter, hvorved CO₂, metan og lattergas omregnes til CO₂-eq for at kunne sammenligne klima-effekter. Dette har betydning, fordi metan og lattergas i realiteten forurener mere end CO₂, men mængden af CO₂ er større end metan og lattergas, jf. Landbrug og Fødevarer, Hvad er CO₂? (web)

¹¹⁷ EU-Kommissionen Environment (Marts 2020) (web)

¹¹⁸ (Det fremgår dog af den opdaterede håndbog at prisen i 2019 fastsættes til €100/ton, hvilket ikke fremgår i EU-Kommissionens værktøjer, jf. EU-Kommissionen (2019)).

¹¹⁹ EU-Kommissionen Environment (Marts 2020) (web)

Dette hænger sammen med, at værdien for CO₂ afhænger af den myndighed, der fastsætter den, idet:

*"(...) there is no single correct monetary value for CO₂: it will depend on the ethical standpoint of the user."*¹²⁰

Dette kommer særligt til udtryk, når man sammenligner Danmarks monetære værdi med EU's og andre globale estimater: I Danmark har Energistyrelsen udgivet 'Samfundsøkonomiske beregningsforudsætninger for energipriser og emissioner'¹²¹, hvor det skal være muligt at finde værdisætningen af emissioner. Her fremgår det, at det er vanskeligt at værdisætte miljøeffekterne, og at der er stor usikkerhed i henhold til de skøn, der anvendes¹²². Som nævnt ovenstående er det værdisætningen af det deadweight loss, der opstår, som skal værdiansættes (den pris det har for samfundet, at der opstår negative eksternaliteter). Værdisætningen foretages derved ud fra den marginale skadesomkostning. Det fremhæves dog af Energistyrelsen, at når der er bindende målsætninger, som for eksempel EU's CO₂-kvotesystem, kan det i stedet være relevant at anvende den marginale reduktionsomkostning som beregningspris. Det betyder, at:

*"(...) værdien af reduceret eller øget CO₂-udledning fra et givet tiltag (...) dermed [kan] opgøres som sparede eller øgede omkostninger ved den marginale reduktionsomkostning."*¹²³

Således er det altså ikke den marginale skadeomkostning, der som udgangspunkt fastsætter prisen, men derimod den sparede eller øgede omkostning. Endvidere anbefales det af Energistyrelsen, at der udenfor kvotesystemet benyttes et såkaldt kvoteprisskøn, hvor prisen for udledning af CO₂ i 2020 er 214 kr./ton CO₂ (se bilag III), som således er fastsat med udgangspunkt i kvotesystemet og den marginale reduktionsomkostning. Energistyrelsen fremhæver dog, at der er stor usikkerhed omkring omkostningsniveauet udenfor kvotesystemet, og derfor skal der gennemføres såkaldte følsomhedsberegninger, inden prisen kan anvendes.

Metoden, hvorved prisen findes i Danmark, kritiseres af Eskil Thuesen i 'Ingeniøren'¹²⁴. Thuesen, der er civilingeniør fra DTU, påpeger, at kvoteprisen ikke fortæller noget om skadesvirkningen

¹²⁰ Isac et al (2016), s. 1

¹²¹ Energistyrelsen (2018)

¹²² Energistyrelsen (2018), s. 27

¹²³ Energistyrelsen (2018), s. 27

¹²⁴ Thuesen (2019) (web)

ved CO₂-udledningen, og han fremhæver, at kvoteprisen kun opfanger en tiendedel af den faktiske skadesvirkning, hvorfor prisen er alt for lav¹²⁵. Dette kan også konkluderes på baggrund af den anvendte pris fra EU-Kommissionen på 90 EUR/ton (≈ 670 kr.) og den af Stern Review¹²⁶ opgjorte pris, som tilbage i 2006 blev fastsat til \$85/ton¹²⁷ (≈ 580 kr.)¹²⁸, som er blevet anvendt i Novo Nordisks E P&L. Det svarer til, at prisen i Danmark er 192%¹²⁹ lavere end de priser, der anvendes europæisk og globalt!

Idet det er et udbudsretligt krav, at tilbudsgiverne behandles ens, både nationalt og internationalt, er det derfor yderst nødvendigt, at ordregiver i udbudsbekendtgørelsen fastsætter, hvilken pris eksternaliteterne beregnes ud fra. En måde at gøre dette er, som det er fastsat i Novo Nordisks E P&L: her fremgår det, at det er den fastsatte værdi fra Stern Review, som er blevet anvendt, og at dette skyldes, at de danske guidelines ikke rækker globalt, hvilket Stern Review i stedet gør¹³⁰. Derved er det nemmere at sammenligne forskellige E P&L's på tværs af både forsyningskæder og lande. For at behandle nationale og internationale tilbudsgivere ens, må det antages, at den opgjorte værdi af Stern Review muliggør opfyldelsen af de udbudsretlige principper.

4.2.4. Verificering af den pengemæssige værdi

UBL § 166, stk. 2 og UBD art. 68, stk. 1, litra b fastslår begge, at den pengemæssige værdi for de eksterne omkostninger skal kunne bestemmes og verificeres. Hvad der egentlig menes med dette, er ikke beskrevet i hverken direktivet eller præamblen, hvorfor svaret må bero på en ordlydsfortolkning af direktivets bestemmelser:

Det fremgår af art. 68, stk. 1, litra b at den pengemæssige værdi skal kunne verificeres. Af art. 68, stk. 2 fremgår det endvidere, at hvis ordregiver vælger at beregne livscyklusomkostningerne, altså den pengemæssige værdi, skal data fremlægges sammen med den metode, der anvendes. Art. 68, stk. 2, litra a påpeger endvidere, at metoden skal være baseret på:

¹²⁵ Thuesen (2019) (web)

¹²⁶ Rapporten er en undersøgelse af klimaforandringeres økonomiske konsekvenser, bestilt af den britiske regering, jf. Klimaleksikon, Stern Review Rapporten (web)

¹²⁷ I 2011 er prisen steget til \$113/ton CO₂, baseret på the World Bank of Consumer Price Inflation, jf. Miljøstyrelsen – metode (2014)

¹²⁸ Stern (2007), s. 27

¹²⁹ $(670+580)/2 = 625 // (625-214)/214*100 = 192\%$

¹³⁰ Miljøstyrelsen – metode (2014), s. 25

”(...) objektivt verificerbare og ikkediskriminerende kriterier.”

Dette må således betyde, at det skal være muligt at bekræfte rigtigheden i, at metoden til beregningen både er objektiv og ikkediskriminerende, således den ikke favoriserer visse tilbudsgivere.

Verificeringen i forhold til livscyklusomkostningerne synes derfor at dreje sig om selve metoden til beregningen af den pengemæssige værdi og ikke en verificering af selve værdien. Dette skyldes den realitet, at det stadig er et ønske, at der fastlægges en fælles metode til beregningen af livscyklusomkostninger, jf. art. 68, stk. 3. Derved konkluderes det som misvisende, når direktivet og loven i deres ordlyd skriver, at livscyklusomkostningerne kun kan inddrages, hvis den pengemæssige værdi kan verificeres, når opgaven i stedet ligger i at finde en metode.

4.2.5. Eksempel på beregning af eksterne omkostninger

At udbudsdirektivet ikke rummer en række generelle obligatoriske krav for beregningen af de eksterne omkostninger skyldes, at EU-Kommissionen ikke har fundet det hensigtsmæssigt, fordi hver sektor og hvert marked rummer betydelige forskelle, jf. UBD præambelbetragtning 95. I stedet indeholder direktivets bilag XIII en liste over lovgivningsmæssige retsakter til en fælles beregningsmetode for bestemte sektorer. På listen findes kun direktiv 2009/33/EF, som indeholder obligatoriske krav i forbindelse med at nå specifikke mål på områderne for køretøjer til vejtransport. I UBD præambelbetragtning 95, fremgår det, at det vil forekomme:

”(...) relevant at fortsætte ad denne vej og overlade det til sektorspecifik lovgivning at fastsætte obligatoriske målsætninger og mål som funktion af de særlige politikker og forhold i den pågældende sektor, og at fremme udviklingen og anvendelsen af europæiske indfaldsvinkler til livscyklusomkostninger som en yderligere understøtning for anvendelse af offentlige udbud til støtte for bæredygtig vækst.”

Ved at have præsenteret direktiv 2009/33/EF i udbudsdirektivet har EU-Kommissionen banet vejen for, hvordan sektorspecifik lovgivning, på baggrund af de mål der er sat i 'Europa 2020-strategien', fremadrettet skal fastsætte obligatoriske målsætninger og mål for at fremme brugen af livscyklusomkostninger i udbuddet. Hvorvidt dette er en ansvarsfraskrivelse eller en reel betragtning af, hvordan EU skal komme i mål med en intelligent, bæredygtig og inklusiv vækst, kan diskuteres. Uanset synes dette at være en faktor, der bekræfter, at beregningen af de eksterne omkostninger er kompleks, og at fastsættelsen af generelle obligatoriske krav er kompliceret.

Direktiv 2009/33/EF analyseres for at komme nærmere den metode, ordregiver skal anvende for at beregne eksterne omkostninger. Det skal dog fremhæves, at direktivet er blevet ændret, hvilket vil blive diskuteret efterfølgende.

4.2.5.1. Direktiv 2009/33/EF

EU-Kommissionen har fremhævet, at direktiv 2009/33/EF har følgende formål:

*"The Directive provides a methodology for the monetisation of these impacts, for the purpose of assessing operational lifetime cost."*¹³¹

Der henvises således til, at metoden for at finde den pengemæssige værdi af eksterne omkostninger, skal findes i direktivet. Direktivets formål udsprang af EU-Kommissionens grønbog af 25. september 2007 'På vej mod en ny kultur for mobilitet i byer'¹³², hvor det fremgår, at en:

*"(...) mulig fremgangsmåde kunne bygge på internalisering af eksterne omkostninger ved som tildelingskriterium foruden salgsprisen også at anvende levetidsomkostninger for energiforbrug, CO₂ -emissioner og emissioner af forurenende stoffer ved driften af de køretøjer, der skal indkøbes."*¹³³

Målet med direktivet var og er således, at gøre levetidsomkostninger til energiforbruget og omkostninger til forurening til obligatoriske tildelingskriterier, jf. også direktiv 2009/33/EF's præambelbetragtning 16. Derfor fremgår det af direktivets art. 5, at medlemsstaterne skal sikre, at alle ordregivende myndigheder tager hensyn til energi- og miljøbelastningen gennem hele driftslevetiden. De energi- og miljøbelastninger, som skal tages i betragtning, skal (men er ikke begrænset til at) omfatte energiforbruget, emission af CO₂ og emission af NO_x, NMHC og partikler, jf. art. 5, stk. 2. For at opnå dette har ordregiver to valgmuligheder, jf. art. 5, stk. 3: Ordregiver kan fastsætte tekniske specifikationer for energi- og miljøpræsentationer for hver af de belastninger, der tages i betragtning eller inddrage belastningerne i indkøbsbeslutningen som tildelingskriterier.

4.2.5.2. Tekniske specifikationer for energi- og miljøpræsentationer

Ved anvendelsen af tekniske specifikationer, er det et krav, at der tages hensyn til hver af de i art. 5, stk. 2, litra a til c belastninger. Dette kan fremstå yderst uoverskueligt, men ved at dykke ned i hver miljøbelastning, fremstår det pludselig overraskende simpelt. Dette skyldes, at der i EU

¹³¹ European Commission (2016), s. 59

¹³² COM (2007) 551 final

¹³³ COM (2007) 551 final, s. 10, jf. direktiv 2009/33/EF præambelbetragtning 8

både findes en række standarder og energimærker, som biler skal overholde for at komme på det europæiske marked og som anvendes til sammenligning af de forskellige biltyper (som vil blive belyst nedenfor). Dette har stor nytte i forhold til anvendelsen af direktiv 2009/33/EF i Danmark¹³⁴, jf. Miljø- og Fødevarestyrelsens vejledning, som kommer med konkrete forslag til, hvordan disse mål opnås.

Nye person- og varebiler skal være udstyret med energimærke, som gør det muligt for forbrugeren at identificere energiforbruget for bilen, jf. Bekendtgørelse om energimærkning m.v. af nye person- og varebilers § 1¹³⁵. Mærkningen klassificerer bilerne efter, hvor langt de kan køre på literen, og derfor fremhæver Miljø- og Fødevarestyrelsen, at:

”For personbiler og varevogne kan hensynet til energiforbrug inddrages ved at stille krav om specifik energiklasse, som populært sagt angiver hvor langt bilen kan køre på literen.”¹³⁶

I praksis betyder det, at ordregiver således tager hensyn til energiforbruget blot ved at stille krav om, at bilen skal tilhøre den bedste energiklasse, som af Miljø- og Fødevarestyrelsen er energiklasse (A)¹³⁷ (dog er skalaen fra 2018 blevet udvidet til også at rumme energiklasse A+, A++ og A+++). Ifølge Miljø- og Fødevarestyrelsen tager ordregiver ligeledes hensyn til CO₂-emissionen ved at stille kravet om, at bilen skal tilhøre energiklasse (A)¹³⁸. Dette skyldes, at det er afbrændingen i motorer, som forårsager CO₂-emissionen, og når denne er udnyttet bedst muligt, har ordregiver således taget dette hensyn. Styrelsen påpeger dog også, at hensynet kan tages ved at stille krav om alternative brændstoffer eller eldrevne køretøjer.

For at ordregiver kan tage hensyn til emissionen af NO_x, NMHC og partikler, henvises der til en euronorm, som netop har til formål at skærpe emissionen af disse. Alle biler, der sælges i et EU-land, skal dog allerede overholde disse EU-normer¹³⁹.

¹³⁴ I Danmark er direktiv 2009/33/EF implementeret i BEK nr. 1394 af 14/12/2010

¹³⁵ BEK nr. 655 af 20/06/2012

¹³⁶ Miljø- og Fødevareministeriet, Euronormer, energiklasser og partikelfiltre (web)

¹³⁷ Miljø- og Fødevareministeriet, Euronormer, energiklasser og partikelfiltre (web)

¹³⁸ Miljø- og Fødevareministeriet, Euronormer, energiklasser og partikelfiltre (web)

¹³⁹ Miljø- og Fødevareministeriet, Euronormer for bedre miljø (web) og Miljø- og Fødevareministeriet (2013) (web)

Det er derfor overraskende simpelt for ordregiver at komme i mål med direktivets bestemmelse om at stille mindstekrav. På baggrund af direktivets præambelbetragtning virker det absurd, at det kan være så nemt. Ordregiver vil ikke motivere fabrikanter og industrien til at investere og videreudvikle køretøjer med lavt energiforbrug og lave emissioner af CO₂ og andre forurenede stoffer, som ellers er formålet med dette direktiv, jf. præambelbetragtning 11.

En mere ambitiøs målsætning skal findes i inddragelsen af energi- og miljøbelastningen i indkøbsbeslutningen efter direktivets art. 5, stk. 3, litra b.

4.2.5.3. Energi- og miljøbelastning i indkøbsbeslutningen

Det fremgår af direktivets art. 5, stk. 3, litra b, at direktivets krav kan opfyldes ved at inddrage energi- og miljøbelastningerne i indkøbsbeslutningen, hvor der sondres mellem følgende to muligheder:

*"(...) - i tilfælde, hvor der anvendes en indkøbsprocedure, gøres dette ved at anvende disse belastninger som tildelingskriterier samt
- i tilfælde, hvor disse belastninger værdisættes, så de kan indgå i indkøbsbeslutningen, anvendes den i artikel 6 fastsatte metodologi."*

Spørgsmålet er dog, hvad sontringen mellem de to led egentlig er. Det må forstås således, at der i første led henvises til, at det er muligt at stille kravene som tildelingskriterierne efter UBL § 163, når der anvendes en udbudsprocedure fra UBL § 55. På baggrund af ordlyden i andet led, forstås det således, at inddragelsen under første led er kvalitativ, hvorved der ikke beregnes en egentlig omkostning. Det fremgår af direktiv 2009/33/EF's præambelbetragtning 27, at:

"Tildelingskriterierne vedrørende energi og miljø bør være blandt de tildelingskriterier, som de ordregivende myndigheder eller ordregiverne tager hensyn til, når de træffer afgørelse om indkøb af renere og mere energieffektive køretøjer til vejtransport."

Endvidere fremgår det at samme direktivs præambelbetragtning 28, at ordregiver skal have mulighed for at give Euro-normer, der endnu ikke er blevet obligatoriske, forrang, ligesom alternative brændstoffer skal have mulighed for at få forrang. Således kan ordregiver komme i mål med direktivets krav ved at stille kvalitative krav under tildelingskriteriet 'bedste forhold mellem pris og kvalitet'.

Derved skal muligheden for at beregne den omkostning, som UBL § 166, stk. 1, nr. 2 faciliterer, findes i direktivets art. 5, stk. 3, litra b. Med art. 5, stk. 3's ordlyd synes det således at være en tredje løsning, at beregne omkostningen, hvis muligheden opstår, hvilket fremstår uambitiøst.

Specialets bilag IV indeholder et regneeksempel, som udelukkende har til formål at eksemplificere, hvor komplekst det er at lave beregningen. Eksemplet er illustrativt og har til formål at give en forståelse for al den data, som tilbudsgiver potentielt skal fremlægge, og alle de parametre ordregiver skal forholde sig til. I beregningen skal der udregnes tre driftslevetidssomkostninger: en for energiforbruget, en for CO₂-emissionen og en, der indeholder tre beregninger for henholdsvis NO_x, NMHC samt partikler. På nuværende tidspunkt bliver der produceret biler, der opfylder energiklasse (A) og euronorm 6, hvorfor der er taget udgangspunkt i disse, selvom området er i fuld udvikling og rummer endnu bedre klassificeringer.

Beregning af driftslevetidssomkostninger til energiforbruget

Personbiler i energiklasse (A) kører henholdsvis 18,2 – 19,9 km/l (benzin) og 20,5 – 22,4 km/l (diesel)¹⁴⁰. I beregningen er der taget udgangspunkt i den højeste værdi. Derudover er prisen pr. kWh beregnet på baggrund af brændstofpriserne¹⁴¹, for at finde ud af hvor mange liter brændstof, der skal til for at få én kWh. Ud fra brændstofpriserne og bilernes forbrug af kWh/liter er prisen beregnet til 1,19 kr./kWh for benzinbilen (se bilaget).

I direktiv 2009/33/EF's bilag tabel 1 oplyses energiforbruget i henholdsvis benzin og diesel i enheden MJ/liter. For at kunne beregne en omkostning, er dette omregnet til kWh/liter. Når en personbil på benzin i energiklassen kører 19,90 km/liter, kan det beregnes, at en benzinbil bruger 0,4470 kWh/km¹⁴². Når en kWh koster 1,19 kr., koster en km 0,53 kr., hvilket multipliceret med bilens kilometer over dens levetid, giver den samlede omkostning i bilens levetid. Samme udregning er lavet for diesel og elbilen.

¹⁴⁰ BEK nr. 655 af 20/06/2012, bilag 1

¹⁴¹ OK benzin (web)

¹⁴² 8,90 kWh/liter divideret med 19,9 km/liter

Prisen for en kWh for elbilen er opslået til 2,25 kr.¹⁴³, da denne ikke selv genere energien, men får det fra forsyningsselskaber. For elbilen er der taget udgangspunkt i en Nissan Leaf med et 40 kWh batteri, der forventes at kunne køre 270 km på en opladning. Disse informationer er fra Nissans markedsføringsmateriale, og distancen for kørsel på et opladt batteri vil formentlig være mindre, da denne oplysning baserer sig på laboratorietest¹⁴⁴.

Beregning af driftslevetidsomkostninger som følge af køretøjets CO₂-emission

For at lave beregningen af CO₂-emission, er det nødvendigt at vide hvor mange kg CO₂, der udledes pr. km. Det fremgår af art. 6, stk. 2, at udledningen af CO₂ pr. km skal bygge på fællesskabstypegodkendelse, men dette er ikke nærmere uddybet. I denne beregning er der taget udgangspunkt i, at det i EU har været et mål, at nye biler ikke udleder mere end 130 g CO₂/km¹⁴⁵ (i 2021 er det nye mål dog 95 g CO₂/km), hvilket er anvendt i beregningen. Dette er ganget med den prisen opgivet i tabel 2 i bilaget til direktiv 2009/33/EF, på 0,04 EUR/kg CO₂.

Elbilen vil ikke have omkostning til udledning af CO₂, da bilen i sig selv ikke udleder CO₂. Der vil dog være en omkostning forbundet med udledningen i forbindelse med produktionen af kWh. Dette er derved en omkostning, som afholdes af producenten af den el, som bilen bruger, men fremgår ikke af beregningsmetoden efter direktiv 2009/33/EF art. 6. Dette er problematisk, da der også ved produktionen af kWh udledes CO₂¹⁴⁶. I forhold til bestemmelserne om netop livscyklusomkostninger, og muligheden for at inddrage forhold fra hele varens livscyklus, er det derfor problematisk, at denne omkostning ikke inkluderes. Dette er diskuteret nedenfor i afsnit 4.2.5.4.

Beregning af driftslevetidsomkostninger som følge af køretøjets emission af NO_x, NMHC samt partikler

Forordning 715/2007 af 20. juni 2007 fastsætter emissionsgrænserne for emission af NO_x, NMHC samt partikler for personbiler, der efterlever euronorm 6, og disse værdier indgår derved i beregningen af disse belastninger.

¹⁴³ Norlys, Hvad koster en kWh? (web)

¹⁴⁴ Nissan (2020) (web)

¹⁴⁵ EU-Kommissionen, Reducing CO₂ emissions from passenger cars - before 2020 (web)

¹⁴⁶ Energinet (2020)

Samlet driftslevetidsomkostninger

Når ovenstående beregninger er lavet, adderes de forskellige driftslevetidsomkostninger sammen, hvorved belastningen nu har en pengemæssig værdi, som kan indgå i indkøbsbeslutningen. Udover bilagets eksempel på beregning, skal omkostningen fremskrives med en diskonteringsrente, som ikke er inkluderet i beregningen. Som det fremgår af bilag, er elbilen den ultimative vinder.

4.2.5.4. Ændringen af direktiv 2009/33/EF

Det konkluderes, at inddragelsen af energi- og miljøbelastningen i indkøbsbeslutningen som et kvantitativ parameter er ambitiøs i forhold til den grønne omstilling. Vejen dertil er dog yderst kompleks, og som det fremgår ovenfor, er den kvalitative inddragelse eller inddragelsen af tekniske specifikationer langt mere overskuelig for ordregiver. Dette har EU-kommissionen måtte erkende, og med direktiv 2019/1161 foretages der en ændring af direktiv 2009/33/EF.

Med direktiv 2019/1161 konkluderer EU-Kommissionen i præambelbetragtning 10, at:

"(...) nævnte direktiv ikke sætter skub i markedsudbredelsen af renere køretøjer på tværs af Unionen, navnlig som følge af mangler i direktivets anvendelsesområde og bestemmelserne om køretøjsindkøb. Denne evaluering konkluderede, at indvirkningen af dette direktiv har været meget begrænset på reduktionen af emissionerne af drivhusgasser og luftforurenende stoffer og på fremme af industriens konkurrenceevne."

Med direktiv 2019/1161 ændres direktiv 2009/33/EF og art. 5 omskrives og art. 6 udgår, hvorfor forordningen ikke længere guider ordregiver i metoden til beregningen af eksterne omkostninger, men fastslår i stedet, at medlemsstaterne skal sikre, at udbud af køretøjer opfylder minimumsmål for udbud af renere køretøjer, jf. direktiv 2019/1161's art. 5, stk. 1. Det betyder at Danmark fra d. 2. august 2021 til d. 31. december 2030 skal tildele 37,4% af personbiler under kategorien rene køretøjer, jf. bilag 3.

Formålet, med at ændre direktiv 2009/33/EF til kun at rumme minimumsmål, er at nå målene i Paris-aftalen således, at drivhusgasemissioner fra transport er på vej mod nul inden midten af århundredet, jf. direktiv 2019/1161's præambelbetragtning 2. Det daværende formål med direktiv 2009/33/EF var blandt andet at stimulere markedet for renere og mere energieffektive køretøjer, og motivere fabrikanter og industrien til at investere i og videreudvikle køretøjer med lavt energiforbrug og lave emissioner af CO₂ og forurenende stoffer, jf. direktiv 2009/33/EF's præambelbetragtning 11. Af præambelbetragtningerne til direktiv 2019/1161 fremgår det, at for-

målet med ændringen i direktiv 2009/33/EF er at have en ambitiøs politisk ramme, som ligeledes kan stimulere innovation og markedet, jf. præambelbetragtning 7 og 13. Samtidig fremhæver EU-kommissionen, at varer, bygge- og anlægsarbejder og tjenesteydelser fra og med 2018 udgør 16% af BNP, hvorfor offentlig udbudspolitik kan opfostre og støtte disse markeder, jf. betragtning 8. Dette mener EU-Kommissionen at kunne tilvejebringe ved at fastsætte klare og gennemsigtige krav og en enkel metode til beregning heraf, jf. betragtning 8. Derfor skal det for ordregiver være muligt at anvende:

”(...) egne metoder, der er tilpasset deres specifikke forhold og behov, [og det bør] ikke være påkrævet at anvende én obligatorisk metode, men ordregivende myndigheder og ordregivere bør kunne vælge en hvilken som helst metode til beregning af levetidsomkostninger for at understøtte deres udbudsprocedurer, (...), under hensyntagen til omkostningseffektivitet i forhold til køretøjets samlede levetid samt til miljømæssige og sociale aspekter.”¹⁴⁷

Således får ordregiver frie rammer til at nå målet med indkøb af 37,4% rene køretøjer, og beregningsmetoden fra direktiv 2009/33/EF's art. 6 udgår. Derfor rummer udbudsdirektivet ikke længere et eksempel på, hvordan de eksterne omkostninger skal eller kan beregnes.

At direktiv 2009/33/EF ændres og ikke længere faciliterer en metode for fastsættelsen af den monetære værdi er både ærgerlig og samtidig passende. Dette skyldes, at direktiv 2009/33/EF indeholder en beregning af forureningens pengemæssige værdi, men beregningen er begrænset til kun at omfatte omkostninger for forureningen i ordregivers ejerskabsperiode. Det forhold, at livscyklusomkostningsbestemmelsen netop rummer inddragelsen af miljøhensyn i alle aspekter og ethvert trin i deres livscyklus lige fra fremstillingsprocessen¹⁴⁸, er på ingen måde inddraget i direktiv 2009/33/EF. Novo Nordisks E P&L viste netop, at der fra deres forsyningskæde kun blev udledt 1% af forsyningskædens samlede forurening fra Novo Nordisk selv, hvorfor det selvfølgelig er yderst beklageligt, at hverken direktiv 2009/33/EF eller direktiv 2019/1161 indeholder et eksempel på, hvordan EU-Kommissionen har forestillet sig, at inddragelsen af hele kæden skal lykkedes.

¹⁴⁷ Direktiv 2019/1161, præambelbetragtning 24

¹⁴⁸ UBD præambelbetragtning 97

4.3. Delkonklusion

Ovenstående analyse viser, hvorfor udbudsloven indeholder bestemmelserne om livscyklusomkostninger, og hvordan sondringen mellem interne og eksterne omkostninger gør, at bestemmelsen favner bredt og gør det muligt at inddrage flere typer af omkostninger.

Interne ejerskabsomkostninger er de omkostninger, der opstår i ordregivers ejerskabsperiode. Opgaven her består i at identificere de omkostningsdrivende elementer og fastlægge den samlede totalomkostning. Identificeringen af de omkostningsdrivende elementer relaterer sig til TCO-metoden, som, i forbindelse med estimeringen af interne omkostninger, er yderst relevant. Dog konkluderes det, at metoden ikke rummer samme anvendelsesmuligheder som LCA- og LCC-metoden, idet det under en sådan livscyklusbetragtning er muligt at inkludere omkostninger henført til miljøet.

Beregning af omkostninger henført til miljøet rummes i de eksterne omkostninger. Af ovenstående analyse står det klart, at beregningen er yderst kompleks. Hvis ordregiver skal i mål med beregningen er det nødvendigt at have stort kendskab til forsyningskæden. Derudover skal det fremgå tydeligt hvilke eKPT'er der beregnes, til hvilke pris de beregnes og efter hvilken metode. Men særligt metoden for inddragelsen af omkostninger, der relaterer sig til hele varens livscyklus, mangler. Direktiv 2009/33/EF fremlagde en metode for beregningen af eksterne omkostninger i ejerskabsperioden, men da direktiv 2019/1161 vil gøre det muligt for ordregiver at anvende en hvilken som helst metode uden at bidrage med eksempler herpå, er det stadig uvist, hvordan EU-Kommissionen forestiller sig, at omkostninger fra hele varens livscyklus skal kunne inddrages.

5. Forhindringer for anvendelsen af livscyklusomkostninger

På baggrund af ovenstående analyse af bestemmelserne om livscyklusomkostninger er det nemt at se, hvorfor disse har fundet sin vej ind i udbudsdirektivet. Men det konkluderes, at der er en række udfordringer for at komme i mål med anvendelsen. En del af disse udfordringer er præsenteret ovenfor, men derudover vil følgende udbudsretlige krav være svære at imødekomme:

5.1. Proportionalitetsprincippet

Proportionalitetsprincippet er som nævnt ovenfor en grundsten i udbudsretten, og, i relation til livscyklusomkostningerne, afspejlet i UBL § 168, stk. 1. Her fremgår det, at metoden til beregningen af livscyklusomkostninger skal være objektiv og ikkediskriminerende, således den ikke

favoriserer visse tilbudsgivere. Idet det er konkluderet at metoden er ukendt, kan dette krav ikke opfyldes.

Derudover skal metoden være tilgængelig for alle tilbudsgivere, og de krævede oplysninger skal kunne fremskaffes med rimelig indsats af tilbudsgiver, som udviser almindelig påpasselighed. Det forhold at krævede oplysninger skal kunne fremskaffes med rimelig påpasselighed afspejler proportionalitetsprincippet, hvilket også er fremhævet i lovforslaget til UBL § 67, hvor det fremgår, at:

”(...) udgifter til beregning af livscyklusomkostninger kan være forbundet med høje udbudsomkostninger for tilbudsgiverne. I henhold til proportionalitetsprincippet, jf. § 2, skal ordregiveren overveje, hvilke krav der stilles til de data, tilbudsgiverne skal fremlægge i forbindelse med sit tilbud.”¹⁴⁹

Som ovenstående eksempel på beregning af livscyklusomkostninger viser, kan inddragelsen af eksterne omkostninger netop favne bredt, og idet ordregiver har mulighed for at inddrage omkostninger, der er knyttet til varen i løbet af hele livscyklussen, kan ordregiver potentielt kræve, at omkostninger til udslip af eksempelvis CO₂, beregnes for hele forsyningskæden, hvorfor tilbudsgiver skal kunne kortlægge udslip af CO₂ i hele kæden, for at ordregiver således kan beregne den eksterne omkostning. Det fremgår af rapporten fra Novo Nordisk, at det tager alt mellem 12-18 måneder at kortlægge blandt andet CO₂-udledningen for hele forsyningskæden¹⁵⁰, og spørgsmålet er således, om dette er oplysninger, der fremskaffes med en rimelig indsats.

Det fremgår af direktiv 2019/1161's præambelbetragtning 8, at EU-Kommissionen ønsker at opfostre og støtte markederne, men under henvisning til at en enkel metode til beregning skal anvendes. Det fremgår endvidere, at:

”(...) eventuel afspejling af køretøjers CO₂-emissioner under hele deres livscyklus (...) bør overvejes for perioden efter 2030 under hensyntagen til EU-rettens relevante bestemmelser vedrørende beregningen heraf på det givne tidspunkt.”¹⁵¹

Dette tyder på, at EU-Kommissionen er klar over at den nuværende markedssituation ikke gør det muligt at stille krav til hele forsyningskædens udledning, og at det derfor ikke er proportionelt at stille sådanne krav.

¹⁴⁹ L19, s. 189

¹⁵⁰ Miljøstyrelsen (2014), s. 12

¹⁵¹ Direktiv 2019/1161, præambelbetragtning 20

Det må dog forventes at den nuværende markedssituation ændrer sig. Indenfor detailhandlen er det dokumenteret, at et øget fokus på bæredygtighed er en nødvendighed, idet flere forbrugere efterspørger bæredygtige varer¹⁵². Denne udvikling vil alt andet lige kunne ses i fremtiden, hvorfor det forventes, at markedssituationen da vil være anderledes. EU-Kommissionen har dog nævnt, at det tager 25 år at omstille en industrisektor og alle værdikæderne¹⁵³, så om det er realistisk at forvente, at disse krav kan stilles om 10 år, vil kun tiden vise.

Tiden vil endvidere vise, om flere virksomheder begynder at tage ansvar for deres forsyningskæders forureninger. Hvis flere laver en E P&L, vil der ske den internalisering af de eksterne omkostninger, som er formålet med bestemmelserne, og ejerskabet over egen forsyningskæde vil formentlig medføre, at ordregiver vil kunne stille krav, der ikke rækker ud over proportionalitetsprincippet. Dette er også EU-Kommissionens opfattelse, idet de overvejer at indføre obligatoriske krav, der skal forøge bæredygtigheden, hvorved:

*"(...) muligheden for at indføre krav, der er forbundet med miljømæssige og sociale aspekter langs hele værdikæden, lige fra produktionsledet over produktets brug til dets afsluttede livscyklus, vil (...) blive vurderet nøje."*¹⁵⁴

Selvom målet med bestemmelserne om livscyklusomkostninger i udbudsloven er lovligt og midlerne til målet er egnede, er foranstaltningerne dog på nuværende tidspunkt for indgribende, hvorfor proportionalitetsprincippet bliver overtrådt.

5.2. Effektiv kontrol

Ordregiver er endvidere forpligtet til at føre effektiv kontrol i tvivlstilfælde af de af tilbudsgiver oplyste data og dokumentation, jf. UBD art. 67, stk. 4. I sagen C-448/01 blev det fastslået, at ordregiver kun kan stille tildelingskriterier, hvor det er muligt at foretage effektiv kontrol med nøjagtigheden af de oplysninger, som er fremlagt¹⁵⁵, da det vil være i strid med både gennemsigtigheds- og ligebehandlingsprincippet, hvis ikke ordregiver kan føre denne kontrol. I den aktuelle sag var det ikke problematisk, at ordregiver stillede krav om, at tilbudsgiver skulle have rådighed

¹⁵² Wimmer (2019) (web)

¹⁵³ COM (2019) 640 final, s. 7

¹⁵⁴ COM (2020) 98, final, s. 6

¹⁵⁵ C-448/01 præmis 52

over energi fra vedvarende kilder, men at ordregiver ikke kunne få dokumentation for, at dette krav var overholdt.

Spørgsmålet er således, hvordan ordregiver skal kunne føre effektiv kontrol af rigtigheden af de data, som tilbudsgiver fremlægger ved beregningen af livscyklusomkostninger – særligt hvis data skal henføres til underleverandører. Treumer (2016) fremhæver, at kontrollen for eksempel kan understøttes af faktiske driftsdata, simuleringer, analyser og undersøgelser fra uafhængige eksperter eller organer og så videre¹⁵⁶. Da anvendelsen af livscyklusomkostninger er et ubetrådt land, bør en indledende markedsdialog efter UBL § 39 ligeledes være at anbefale, således potentielle tilbudsgivere har mulighed for at redegøre for, hvilken data de på nuværende tidspunkt kan fremlægge, hvorved ordregiver kan stille proportionelle krav og samtidig sikre, at der kan føres effektiv kontrol. Men hvorvidt dette vil være fyldestgørende, er uvist, indtil EU-domstolene har udtalt sig nærmere.

6. Sammenfatning

6.1. Muligheden for praktisk anvendelse af livscyklusomkostningsbestemmelserne

På baggrund af afsnit 3 til 5 konkluderes der at være mange muligheder for, at inddrage livscyklusomkostninger i udbudsprocessen. Det konkluderes ligeledes, at en sådan anvendelse afhænger af, hvornår i processen omkostningerne inddrages. Ovenstående analyse har belyst hvordan de kan medtages enten som mindstekrav eller som tildelingskriterier.

Anvendelsen af faktorer fra en vares livscyklus som mindstekrav, konkluderes ikke at rumme de samme forhindringer, som beregningen af en reel omkostning gør. Det tidligere direktiv 2009/33/EF viser netop, hvor stor forskellen er på inddragelsen af livscyklusomkostninger som mindstekrav og som tildelingskriterier: Anvendelsen af tekniske specifikationer var ualmindelig simpelt, mens beregningen af omkostningerne var så komplekst, at direktivet ikke havde nogen indvirkning. Konklusionen fra EU-Kommissionen blev derfor at stille krav til målet fremfor metoden.

¹⁵⁶ Treumer (2016), s. 365

En lignende konklusion drages i dette speciale. Da analysen synliggør en række usikkerheder, vil beregningen af eksterne omkostninger, hvor ordregiver selv skal definere så afgørende faktorer, formentlig være behæftet med en række usikkerheder. Da det endvidere er vist at proportionalitetsprincippet ikke kan overholdes, konkluderes det, at bestemmelserne om inddragelse af eksterne omkostninger ikke kan facilitere praktisk anvendelse. Anvendelsen af bestemmelserne vil derfor bero på en så høj grad af usikkerhed, at det ikke kan forventes, at nogen ordregiver vil påtage sig denne risiko. En måde, hvorpå anvendelsen af beregningen af de eksterne omkostninger vil kunne imødekommes af praktikere, kan forestilles at være, hvis bestemmelsen indeholdt, om ikke obligatoriske da frivillige, eKPI'er sammen med en fastsat pris for eksempelvis CO₂.

Anvendelsen af mindstekrav (herunder særligt brugen af mærker) vil dog modsat ikke rumme samme usikkerheder, hvorfor disse bør anvendes for at sikre de bæredygtige overvejelser. Afsnit 7 indeholder endvidere en diskussion af, hvorvidt det også er muligt at inddrage livscyklusomkostningsovervejelser i kontrakten i stedet for i udbudsprocessen.

6.2. Bestemmelsen som politisk mål

En årsag til alle disse forhindringer, som specialet har præsenteret, kan findes i det faktum, at bestemmelser kan have et større politisk mål end selve målet for faktisk anvendelse.

Kyoto-protokollen, som er en international juridisk bindende aftale, blev i 1997 underskrevet¹⁵⁷. Kyoto-protokollen er et tillæg til FN's Klimakonvention og ratificeres i 2003 af EU-Kommissionen, hvorved medlemslandene blev forpligtet til at nedsætte EU's CO₂-udslip med minimum 5% i perioden 2008-12 i forhold til udledningen i 1990¹⁵⁸ (i dag er målet at nedsætte udledningen med 30% inden 2030¹⁵⁹). I Europa 2020-strategien blev det anbefalet, at målene blev omsat til nationale mål og køreplaner i hvert medlemsland¹⁶⁰.

Det nationale mål i Danmark er ambitiøst, og CO₂-emissionen skal nedsættes med 70% i 2030 i forhold til år 1990¹⁶¹. Den danske landerapport påpeger, at opnåelsen af dette mål vil kræve bety-

¹⁵⁷ Globalis (2015) (web)

¹⁵⁸ Folketinget, EU-oplysningen (web)

¹⁵⁹ EU-Kommissionen, 2030 climate & energy framework (web)

¹⁶⁰ COM (2010) 2020, s. 5

¹⁶¹ SWD (2020) 503 final, s. 47

delige offentlige investeringer og omstillinger¹⁶², hvorfor der i forlængelse af dette mål ligeledes er fastlagt et vejledende politisk mål om, at 50% af alle offentlige indkøb skal være grønne, og planen har således til formål at understrege, at de offentlige indkøb:

"(...) bliver brugt aktivt til at bevæge markedet i en klimavenlig retning."¹⁶³

Når den samlede købekraft for europæiske offentlige indkøbere udgør 14% af EU's BNP¹⁶⁴, er det derfor oplagt at anvende udbudsbestemmelserne til at fremme disse politiske og samfundsmæssige mål¹⁶⁵. En sådan anvendelse af lovgivningen er anerkendt i det omfang bestemmelserne og anvendelsen heraf, opfylder de udbudsretlige regler, således kravene kan henføres til kontraktens genstand, hvorved ordregiver ikke får frit valg og samtidig overholder de almindelige udbudsretlige regler¹⁶⁶.

Når Europa og Danmark inden for de næste 10 år skal nedsætte CO₂-emissionen, må det således forventes, at der kommer til at ske en udvikling i forhold til bestemmelserne om livscyklusomkostninger. Hvorvidt bestemmelsen om eksterne omkostninger kommer til at finde praktisk anvendelse er uvist. En faktor der taler imod dette, er det faktum, at medlemsstaterne opgør deres samlede emission ud fra et produktionsperspektiv¹⁶⁷. Det betyder, at når Danmark vil sænke sin udledning med 70%, indgår import ikke i opgørelsen af CO₂, hvorfor udledningen fra tidligere led i forsyningskæden ikke inddrages. Incitamentet for medlemsstaterne til at inddrage eksterne livscyklusomkostninger findes derved ikke ud fra denne betragtning.

En fremtid for UBL § 166, stk. 2 kræver derfor, at der sættes fokus på en global tilgang, hvor fokus på udledning fra tidligere forsyningsled inddrages¹⁶⁸. Det fremgår da også af 'Den Europæiske Grønne Pagt', at EU-Kommissionen er yderst opmærksom på, at en global udfordring kræver en global reaktion, og at det således er nødvendigt at understøtte dette samarbejde¹⁶⁹.

¹⁶² SWD (2020) 503 final, s. 47

¹⁶³ SWD (2020) 503 final, s. 51

¹⁶⁴ COM (2020) 98, final

¹⁶⁵ Ølykke m.fl. (2017), s. 708

¹⁶⁶ Ølykke m.fl. (2017), s. 733

¹⁶⁷ Det Europæiske Miljøagentur (2015), s. 41

¹⁶⁸ Det Europæiske Miljøagentur (2015), s. 43

¹⁶⁹ COM (2019) 640 final, s. 21-22

Hvornår og hvordan det bliver muligt for udbudsretten at opfylde det politiske mål, må tiden således vise.

7. Inddragelse af livscyklusforhold i kontrakten

Da det konkluderes, at der er flere forhindringer, der umuliggør beregningen af eksterne omkostninger for hele varens livscyklus, er det interessant at undersøge, hvorvidt det i stedet er muligt at stille krav i kontrakten. I UBL § 176 fremgår det, at ordregiver kan stille krav i kontrakten, og med bestemmelsens direkte henvisning til UBL § 163, kan ordregiver stille krav til både fremstillingen, leveringen og handelen i varens livscyklus. Denne mulighed for inddragelse af livscyklusforhold, må det betyde, at der i kontrakten kan stilles krav til andre led i forsyningskæden, og at det derved er muligt at stille et miljømæssigt kædeansvar.

7.1. Kædeansvar

Kædeansvar finder i dag særligt anvendelse ved bygge- og anlægsarbejde, hvor ordregiver indgår kontrakt med en hovedentreprenør, som indgår kontrakt med underentreprenører. Her kan ordregiver forpligte hovedentreprenøren, hvis underentreprenøren misligholder sine arbejdsretlige forpligtelser overfor sine medarbejdere¹⁷⁰. På baggrund af gældende ret har Holle m.fl. (2017) taget stilling til, hvorvidt kædeansvar i dette perspektiv er muligt med fokus på ILO-konventionerne¹⁷¹. Med udgangspunkt i deres fremstilling, hvor arbejdsretlige retskilder fremhæves, vil dette afsnit afsøge, hvorledes lignende retskilder, inden for et miljøbeskyttelseshensyn, vil muliggøre inddragelse af kædeansvaret som et alternativ til anvendelsen af udbudslovens bestemmelser om livscyklusomkostninger.

Som nævnt ovenfor er det afgørende at vurdere EU-retskilderne for at forstå, hvad der er gældende ret. Idet der ikke findes eksplicite bestemmelser om kædeansvar i forhold til miljøansvaret, inddrages den primære EU-ret, den bindende sekundære regulering i form af udbudsdirektivet, soft law og national ret samt den danske domspraksis, der har betydning for kædeansvar.

¹⁷⁰ Holle m.fl. (2017), s. 19

¹⁷¹ Konventioner fra ”The International Labour Organization”

Af den primære EU-ret fremkommer det af TEU art. 3, at det er EU's mål at opbygge et indre marked:

"(...) hvor der tilstræbes (...) et højt niveau for beskyttelse og forbedring af miljøkvaliteten"¹⁷²

og hvor Unionen fremmer:

"(...) bæredygtig udvikling af jorden"¹⁷³

Ligeledes fremgår det af TEUF art. 11, at miljøbeskyttelseskrav skal integreres i udformningen og gennemførelsen af EU's politikker og aktioner for blandt andet at fremme en bæredygtig udvikling. Det må forstås, at TEUF påbyder, at sådanne mål skal fremmes ved indgåelse af offentlige kontrakter omfattet af EU's udbudsregler¹⁷⁴. Dette fremkommer også i Europas vækststrategi 'Europa 2020', som dog ikke er bindende grundet dens karakter som soft law¹⁷⁵, jf. TEUF art. 288, stk. 1, 3. pkt.

Den primære EU-ret indeholder derved en række forhold, som taler for anvendelsen af miljøhensyn og som det er konstateret ovenfor (særligt afsnit 2.4.2.), rummer udbudsdirektivet ligeledes disse hensyn. I forhold til arbejdstagerens forpligtelser vendes blikket mod UBD art. 18, stk. 2, idet det her fremgår, at medlemsstaterne skal træffe passende forholdsregler for at sikre overholdelsen af de gældende forpligtelser på baggrund af forhold nævnt i direktivets bilag X. I bilag X findes ILO-konventionerne, som derved er med til at danne grundlag for et særligt kædeansvar inden for arbejdsretten. Bilag X indeholder Wienerkonventionen om beskyttelse af ozonlaget og dens Montrealprotokol om stoffer, hvis titel synes at rumme en mulighed for at stille krav til udledningen af drivhusgasser. Men Konventionen, der blev underskrevet tilbage i 1987, havde til hovedformål at udfase visse chlorfluorcarboner og haloner. I dag anvendes Kyotoprotokollen, som har til formål at reducere udslippet af seks andre drivhusgasser¹⁷⁶, og da bilag X ikke oplister netop disse drivhusgasser, kan særlige miljøforhold ikke inddrages efter UBD art. 18, stk. 2.

¹⁷² TEU art. 3, stk. 3

¹⁷³ TEU art. 3, stk. 5

¹⁷⁴ Holle m.fl. (2017), s. 51

¹⁷⁵ Holle m.fl. (2017), s. 70

¹⁷⁶ Kuldioxid, methan, kvælstofforilte, hydrofluorcarbon, perfluorkarbonater og svovlhexafluorid

I stedet kan der argumenteres for kædeansvar efter UBD art. 70, som indeholder muligheden for at inddrage særlige betingelser til kontrakten - herunder miljøhensyn. Af UBD præambelbetragtning 97 fremgår det også, at kontraktbetingelser skal kunne indeholde betingelser, der angår alle aspekter samt ethvert trin i varens livscyklus, ligesom kontraktvilkår kan have til formål at fremme beskyttelsen af miljøet. Det fremhæves, at der for eksempel kan stilles krav til, at fremstillingen ikke er omfattet af giftige kemikalier. Selvom kravene ikke kan rummes efter UBD art. 18, stk. 2, bør ordregiver derfor med henvisning til UBD art. 70 være berettiget til at stille krav til maksimal drivhusgasemission – både for leverandøren, men også for underleverandører. Herved vil leverandøren være forpligtet til at stå til ansvar for sin forsyningskædes drivhusgasemission.

Men kontaktkravet skal også overholde proportionalitetsprincippet. Klagenævnet for Udbud tog i 2016 stilling til et spørgsmål om kædeansvar i kendelsen Dansk Byggeri mod Region Hovedstaden¹⁷⁷. Her var leverandøren forpligtet til at sikre, at underleverandøren ikke anvendte konventionsstridigt børne- og voksenarbejde¹⁷⁸. Dansk Byggeri nedlagde påstand om, at dette stred imod proportionalitetsprincippet. Klagenævnet påpegede, at det af forarbejderne til UBL § 176 fremgår, at proportionalitetsprincippet ikke:

”(...)finder (...) anvendelse i forhold til vurderingen af, om varetagelsen af de hensyn, der ligger bag et krav til kontraktens gennemførelse er de omkostninger værd, som et sådan krav vil medføre.”¹⁷⁹

Derimod finder princippet anvendelse i forhold til, om et krav kunstigt indskrænker konkurrencen¹⁸⁰, hvorefter Klagenævnet fandt, at arbejdsklausulerne ikke ville indskrænke konkurrencen, og at foranstaltningen var passende. Endvidere udtalte Klagenævnet, at det ved fastsættelsen af klausulen er:

”(...)uden betydning, hvis opfyldelsen af arbejdsklausulen (...)fører til øgede administrative og økonomiske byrder for hovedentreprenøren.”¹⁸¹

Denne øgede omkostning skal i stedet indgå ved fastsættelsen af tilbudsprisen¹⁸².

¹⁷⁷ J. Nr. 2015-8209

¹⁷⁸ Holle m.fl. (2017), s. 51

¹⁷⁹ L19, s. 197

¹⁸⁰ L19, s. 197

¹⁸¹ J. Nr. 2015-8209, s. 21

Det afgørende vil formentlig være spørgsmålet om, hvorvidt konkurrencen kunstigt indskrænkes. Af UBD præambelbetragtning 74 fremgår det, at hvis de tekniske specifikationer udformes i form af funktionelle og udførelsesrelaterede krav, vil konkurrencen formentlig ikke være indskrænket, hvorfor ingen tilbudsgivere er stillet mere hensigtsmæssigt end andre. Som nævnt ovenfor kan der i de tekniske specifikationer stilles krav til egenskaberne ved kontraktens genstand vedrørende processer og metoder for produktion eller levering for hele varens livscyklus, jf. afsnit 3.3.1, så hvis ordregiver således er særlig opmærksom på, hvilke krav der stilles, synes tilbudsgiverne at have lige adgang til tilbudsafgivelse, hvorfor konkurrencen ikke burde blive indskrænket.

7.2. Delkonklusion

Idet både den primære EU-ret, udbudsdirektivet og udbudsloven fremhæver vigtigheden ved inddragelsen af miljømæssige hensyn, er det således interessant, hvorvidt domstolene vil acceptere, hvis ordregiver stiller krav om maksimal drivhusgasudledning ved fremstillingen af en given vare. Et sådant krav vil medføre, at tilbudsgiver møder administrative og økonomiske byrder i opfyldelsen heraf, men på baggrund af ovenstående kendelse, bør dette ikke medføre overtrædelse af proportionalitetsprincippet, men blot en forhøjet tilbudspris. Endvidere vil ordregivers anvendelse af tekniske specifikationer ikke indskrænke konkurrencen, såfremt ordregiver opstiller funktionelle og udførelsesrelaterede krav.

På baggrund af EU-retten og den nationale retspraksis bør det derfor være muligt for ordregiver at stille sådanne kædeansvarskrav. Hvis udbudsdirektivets bilag X indeholdt flere internationale konventioner, som ordregiver kunne henvise til, ville det formentlig skabe tryghed hos ordregiver, idet en henvisning til internationale konventioner vil ikke være i strid med gennemsigtighedsprincippet, ligesom ordregiver ikke vil være forpligtet til at stille yderligere konkrete krav hertil¹⁸³.

¹⁸² J. Nr. 2015-8209, s. 21. (hertil rummes et krav om at tage højde for forsvarlig økonomisk forvaltning, jf. L19, s. 58)

¹⁸³ J. Nr. 2015-8209, s. 22

C. Afslutning

1. Konklusion

For at besvare hvordan omkostninger, der kan henføres til eksterne virkninger på miljøet, kan beregnes eller på anden vis inddrages i udbuddet, er det nødvendigt at forstå bestemmelsens son-
dring mellem interne og eksterne omkostninger. Interne omkostninger afholdes af ordregiver i
ejerskabsperioden mens eksterne omkostninger kan henføres til eksterne virkninger på miljøet i
hele varens livscyklus og kan derfor være omkostninger, der er opstået hos leverandøren eller
dennes underleverandører.

Specialet har til formål at besvare hvordan omkostninger, der kan henføres til eksterne virkninger
på miljøet, skal beregnes, og således inddrages som et tildelingskriterium. Det er konkluderet, at
den såkaldte TCO-metode er forankret i praksis, men ovenstående analyse viser, at denne metode
kun bør anvendes under beregningen (eller nærmere identificeringen) af de interne omkostninger.
Ligeledes konkluderes det, at TCO-metoden ikke kan ligestilles med den metode livscyklusom-
kostningsbestemmelserne henviser til, idet TCO-metoden kun rummer identificering af
ejerskabsomkostninger mens livscyklusomkostningsmetoden, som er baseret på LCA- og LCC-
metoden, gør det muligt at inddrage omkostninger, der kan henføres til eksterne virkninger på
miljøet. Beregningen af eksterne omkostninger kan derfor ikke ske efter den kendte TCO-
metode.

I stedet skal ordregiver opstille eKPI'er og fastslå til hvilken pris de eksterne omkostninger be-
regnes ud fra. Men desværre konkluderes det, at det ikke er muligt at nå frem til hvilken metode
ordregiver skal anvende – særligt hvis eksterne omkostninger knyttet til hele varens livscyklus skal
medtages.

Én fælles metode var at finde i direktiv 2009/33/EF. Her fremgik det, at livscyklusforhold kunne
inkluderes ved opstilling af mindstekrav, kvalitative tildelingskriterier eller ved beregning af eks-
terne omkostninger. Udover at kunne konkludere, at beregningen er yderst kompleks,
konkluderes det også, at denne kun rummer en udregning af eksterne omkostninger i ejerskabs-
perioden, hvorfor omkostninger fra hele livscyklussen ikke medtages.

Med direktiv 2019/1161 fastslår EU-Kommissionen, at der ikke bør være én obligatorisk metode, men at ordregiver selv skal kunne bestemme. Derfor er det stadig meget uklart hvordan EU-Kommissionen har forestillet sig, at ordregiver skal lave en beregning, der rummer de eksterne virkninger på miljøet for hele varens livscyklus og ikke kun i ejerskabsperioden.

Det konkluderes derfor, at det, på trods af ambitiøse intentioner fra EU-Kommissionen, ikke på nuværende tidspunkt er muligt at besvare, hvordan eksterne omkostninger skal beregnes for hele varens livscyklus ud fra bestemmelseernes ordlyd og fortolkning. Endvidere konkluderes det, at hvis ordregiver kaster sig ud i at stille krav til hele varens livscyklus, vil en sådan anvendelse med høj sandsynlighed medføre overtrædelse af proportionalitetsprincippet og ordregiver vil formentlig have svært ved at føre effektiv kontrol. Derfor konkluderes og anbefales det i stedet, at eksterne virkninger på miljøet bør inddrages som mindstekrav eller i kontrakten.

Når livscyklusforhold medtages som mindstekrav, kan der stilles funktionskrav eller krav om opfyldelsen af visse mærker eller standarder. Særligt anvendelsen af standarder og mærker er en enkel måde at facilitere den grønne omstilling. Dette er også konkluderet af EU-Kommissionen i direktiv 2019/1161, som fjerner metoden til beregningen af eksterne omkostninger og i stedet stiller krav til målet frem for metoden – præcis som det er muligt at gøre for mindstekravene.

Derudover kan eksterne virkninger på miljøet inddrages i kontrakten ved at stille kædeansvar. Det er konkluderet at hverken TEUF eller udbudsretten er til hinder hertil, og på baggrund af dansk praksis, bør det ikke stride imod proportionalitetsprincippet.

Ved at analysere bestemmelserne om livscyklusomkostninger har specialet besvaret, at ved opstillingen af eKPI'er og på forhånd fastsættelse af prisen for drivhusgasudledningen, kan ordregiver beregne eksterne omkostninger i ejerskabsperioden, ligesom TCO-metoden kan anvendes til at beregne de interne ejerskabsomkostninger. Men bestemmelserne rummer ikke en metode, der gør det gennemskueligt at medtage omkostninger hverken fra ejerskabsperioden eller for hele livscyklussen. Da det derfor vil medføre en høj grad af usikkerhed, konkluderes anvendelsen af udbudsrettens bestemmelser om livscyklusomkostninger, ikke at være muligt, og det bæredygtige indkøb bør derfor foretages ved at medtage livscyklusforhold i enten mindstekravene eller kontrakten.

2. Perspektivering

Det står klart, at EU-Kommissionen ønsker at internalisere eksterne omkostninger ved at have øget fokus på forsyningskæden. Når inddragelsen efter UBL § 166, stk. 1, nr. 2 ikke er muligt, kan det analyseres, hvordan det inden for de udbudsretlige rammer er muligt at skabe et større samarbejde mellem ordregiver og tilbudsgiver samt dennes leverandører. EU-Kommissionen har påpeget at:

”(...) det er vigtigt at fremme nye former for samarbejde mellem industrien og investeringer i strategiske værdikæder.”¹⁸⁴

Et interessant perspektiv kunne derfor være, hvorvidt sådanne samarbejdsmuligheder kan lade sig gøre inden for udbudsretten. Kunne det være muligt at anvende ændringsklausuler, som muliggør nye tilbud fra leverandøren i kontraktperioden som rummer højere miljøkrav eller på anden måde gør samarbejdet mere fleksibelt i kontraktperioden.

Derudover vil det være yderst interessant at belyse metodedelen nærmere, for på den måde at kunne besvare, hvordan ordregiver skal inkludere eksterne omkostninger for hele varens livscyklus. Dette speciale har netop besvaret, hvordan eksterne omkostninger beregnes, men metoden for inkludering af forsyningskædens virkninger på miljøet, har vist sig at være det næste store spørgsmål, der skal besvares, førend bestemmelserne kan anvendes.

Et andet perspektiv tager udgangspunkt i, at det fremgår i analysen, at lovforarbejderne til udbudsloven påpeger, at proportionalitetsprincippet ikke finder anvendelse i forhold til vurderingen af, om varetagelsen af kontraktensyn er de omkostninger værd, som et sådant krav medfører¹⁸⁵. Endvidere står det i lovforslaget, at der skal:

”(...) tages højde for den forvaltningsretlige forpligtelse til forsvarlig økonomisk forvaltning i forbindelse med ordregiverens fastsættelse af krav i udbudsmaterialet (...).”¹⁸⁶

¹⁸⁴ COM (2019) 640 final, s. 9

¹⁸⁵ L19, s. 197

¹⁸⁶ L19, s. 197

Det vil derfor være interessant at belyse den forvaltningsretlige forpligtelse til forsvarlig økonomisk forvaltning, og hvorvidt det for ordregiver er muligt, at sikre både bæredygtige og effektive indkøb.

3. Litteraturliste

3.1. Lovgivning

TEU	Traktaten om Den Europæiske Union
TEUF	Traktaten om Den Europæiske Unions funktionsmåde
Udbudsdirektivet	Europa-Parlamentets og Rådets direktiv 2014/24/EU af 26. februar 2014 om offentlige udbud og om ophævelse af direktiv 2004/18/EF
Euronormdirektivet	Europa-Parlamentets og Rådets forordning (EF) nr. 715/2007 af 20. juni 2007 om typegodkendelse af motorkøretøjer med hensyn til emissioner fra lette personbiler og lette erhvervskøretøjer (Euro 5 og Euro 6), om adgang til reparations- og vedligeholdelsesinformationer om køretøjer
Kvotedirektivet	Europa-Parlamentets og Rådets direktiv 2003/87/EF af 13. oktober 2003 om en ordning for handel med kvoter for drivhusgasemissioner i Fællesskabet og om ændring af Rådets direktiv 96/61/EF
Direktiv 2009/33/EF	Europa-Parlamentets og Rådets direktiv 2009/33/EF af 23. april 2009 om fremme af renere og mere energieffektive køretøjer til vejtransport
Direktiv 2019/1161	Europa-Parlamentets og Rådets direktiv (EU) 2019/1161 af 20. juni 2019 om ændring af direktiv 2009/33/EF om fremme af renere og mere energieffektive køretøjer til vejtransport
Udbudsloven	LOV nr. 1564 af 15/12/2015
BEK nr. 1394 af 14/12/2010: Bekendtgørelse om miljøbevidste indkøb af køretøjer til vejtransport	
BEK nr. 655 af 20/06/2012: Bekendtgørelse om energimærkning m.v. af nye person- og varebiler	
Lovforslag nr. 19	Forslag til Udbudsloven, Folketinget 2015-16
Lovforslag nr. 33	Forslag til Lov om ændring af Udbudsloven, Folketinget 2019-20

3.2. Dokumenter fra EU

SWD (2020) 503 final	Landerapport for Danmark 2020
-----------------------------	-------------------------------

SWD (2013) 111 final	Building the Single Market for Green Products: Facilitating better information on the environmental performance of products and organisations
COM (2020) 98 final	En ny handlingsplan for den cirkulære økonomi for et renere og mere konkurrencedygtigt Europa
COM (2019) 640 final	Den europæiske grønne pagt
COM (2013) 196 final	Fremme af bedre oplysning om produkters og organisationers miljøpræstationer
COM (2011) 571 final	Det Europæiske Økonomiske og Sociale Udvalgs udtalelse om meddelelse fra Kommissionen til Europa-Parlamentet, Rådet, Det Europæiske Økonomiske og Sociale Udvalg og Regionsudvalget: Køreplan til et ressourceeffektivt Europa
COM (2010) 2010 final	EUROPA 2020 - En strategi for intelligent, bæredygtig og inklusiv vækst
COM (2008) 400 final	Offentlige indkøb for et bedre miljø
COM (2007) 551 final	På vej mod en ny mobilitet i byer
COM (2003) 302 final	Det Europæiske Økonomiske og Sociale Udvalgs udtalelse om »Meddelelse fra Kommissionen til Rådet og Europa-Parlamentet — Integreret produktpolitik Miljøpåvirkninger set i et livscyklusperspektiv«

3.3. Retspraksis

C-546/16	Monette SL mod Musikene
C-368/10	EU-Kommissionen mod Kongeriget Nederlandene
C-448/01	Wienstrom GmbH mod Republik Österreich
Sag 6/64	Costa mod ENEL
J. Nr. 2015-8209	Dansk Byggeri mod Region Hovedstaden, 2. august 2016

3.4. Faglitteratur

Andow, Marta m.fl.	Cost and EU Public Procurement Law - Life-Cycle Costing for Sustainability, Routledge, 1. Udgave, 2020
Blume, Peter	Juridisk metodelære, Jurist- og Økonomforbundets Forlag 5. udgave, 1. oplag, 2009

Bozarth, Cecil C., m.fl.	Introduction to Operations and Supply Chain Management, Pearson, 4. udgave, 2016
Fabricius, Jesper	Offentlige indkøb i praksis, Karnov Group, 4. udgave, 2017
Hamer, Carina Risvig	Grundlæggende udbudsret, Jurist- og Økonomforbundets Forlag, 1. udgave, 2016
Hagel-Sørensen, Karsten	Aktuel Udbudsret II, Jurist- og Økonomforbundets Forlag, 1. udgave, 1. oplag, 2016
Holle, Marie-Louise m.fl.	Kædeansvar – ansvar for underentreprenørers retsbrud, Ex Tuto, 1. udgave, 1. oplag, 2017
Jessen, Pernille Wegener, m.fl.	Regulering af konkurrence i EU, Jurist- og Økonomforbundets Forlag, 4. udgave, 1. oplag, 2016
Jakobsen, Peter Stig m.fl.	EU Udbudsretten, Jurist- og Økonomforbundets Forlag, 3. udgave, 1. oplag, 2016
Monczka, Robert M., m.fl.	Purchasing & Supply Chain Management, Cengage Learning, 6. udgave, 2016
Munk-Hansen, Carsten	Retsvidenskabsteori, Djøf forlag, 2. udgave, 1. oplag, 2018
Parkin, Michael, m.fl.	Economics, Harlow: Pearson, 8. udgave, 2011
Stern, Nicholas	The Economics of Climate Change (The Stern Review), Cambridge University Press, 2007
Sørensen, Carsten Engsig mfl.	EU-retten, Jurist- og Økonomforbundets Forlag, 6. udgave, 1. oplag, 2014
Thiébat, Francesca	Life Cycle Design – An Experimental Tool for Designers, Springer, 1. udgave, 1. oplag, 2019
Treumer, Steen m.fl.	Udbudsloven, Ex Tuto Publishing, 1. udgave, 1. oplag, 2016

- Treumer, Steen m.fl.** Udbudsretten, Ex Tuto Publishing , 1. udgave, 2019
- Ølykke, Grith Skovgaard m.fl.** EU's udbudsregler – i dansk kontekst, Jurist- og Økonomforbundets Forlag, 2. udgave, 1. oplag, 2017

3.5. Artikler

- Ellram, Lisa M.** Total Cost of Ownership – An analysis approach for purchasing, International Journal of Physical Distribution & Logistics Management, 1995, Vol.25(8), pp.4-23, 1995
- Ellram, Lisa M og Siferd, Sue** Purchasing: The cornerstone of the total cost of ownership concept, Journal of Business Logistics, 1993, Vol.14(1), p.163, 1990
- Isacs, Lina, m.fl.** Choosing a monetary value of greenhouse gases in assessment tools, Journal of Cleaner Production, 20 July 2016, Vol.127, pp.37-48
- Nielsen, Steen m.fl.,** Supply Chain Management og Supply Chain costing - Et teoribaseret case-studie med vægt på rentabilitetsformålet, Aarhus BSS; Aarhus School of Business, 2002

3.6. Udgivelser

- Det Europæiske Miljøagentur** (2015) Europas miljø — Tilstand og fremtidsudsigter 2015: Synteserapport.
(<https://www.ft.dk/samling/20141/almindel/keb/bilag/217/1515959.pdf>)
- Energistyrelsen** (2018) Samfundsøkonomiske beregningsforudsætninger for energi priser og emissioner, oktober 2018
(https://ens.dk/sites/ens.dk/files/Analyser/samfundsoekonomiske_beregningsforudsætninger_for_energipriser_og_emissioner_2019.pdf)
- KFST** (2016) Totalomkostninger Praktisk vejledning til offentlige indkøbere, Konkurrence- og Forbrugerstyrelsen, november 2016
(<https://www.kfst.dk/vejledninger/kfst/dansk/2016/20161130-totalomkostninger-praktisk-vejledning-til-offentlige-indkoebere/>)

- Miljøstyrelsen** (2014) Novo Nordisk's environmental profit and loss account, Miljøstyrelsen 2014
(<https://www2.mst.dk/Udgiv/publications/2014/02/978-87-93178-02-1.pdf>)
- Miljøstyrelsen - metode** (2014) Methodology report for Novo Nordisk's environmental profit and loss account, Miljøstyrelsen 2014
(<http://www2.mst.dk/Udgiv/publications/2014/02/978-87-93178-03-8.pdf>)
- DEFRA** (2006) Department for Environment, Food and Rural Affairs (DEFRA), Environmental Key Performance Indicators - Reporting Guidelines for UK Business, 2006
(https://assets.publishing.service.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/69281/pb11321-envkpi-guidelines-060121.pdf)
- Europa-Kommissionen** (2016) The Buying Green! Handbook (third edition), Europa-Kommissionen 2016
(<https://ec.europa.eu/environment/gpp/pdf/Buying-Green-Handbook-3rd-Edition.pdf>)
- Europa-Kommissionen** (2019) Handbook on the external costs of transport – version 2019, Europa-Kommissionen 2019
(<https://ec.europa.eu/transport/sites/transport/files/studies/internalisation-handbook-isbn-978-92-79-96917-1.pdf>)

3.7. Websites

Energinet (2020)

Udledningen af gram CO₂ ved produktionen af kWh (16. januar 2020).

Lokaliseret d. 19. februar 2020 på

<https://energinet.dk/Om-nyheder/Nyheder/2020/01/16/Rekord-lav-CO2udledning-fra-danskernes-elforbrug-i-2019>

Energistyrelsen, EU's CO₂-kvoteordning

Lokaliseret d. 11. marts 2020 på

<https://ens.dk/ansvarsomraader/co2-kvoter/eus-co2-kvoteordning>

Energistyrelsen, Fakta om drivhusgasser.

Lokaliseret d. 20. maj 2020 på

<https://ens.dk/ansvarsomraader/energi-klimapolitik/fakta-om-drivhusgasser>

Energistyrelsen (2013)

Liste over forventet kvotetildeling i perioden 2013-20 og kreditlofter for perioden 2008-20 for danske produktionsenheder, som er omfattet af CO2-kvoteordningen ved 3. handelsperiodes start 1. januar 2013.

Lokaliseret d. 3. maj 2020 på

https://ens.dk/sites/ens.dk/files/CO2/natliste_incl_kreditloft_aug2016.xls

EU-Kommissionen, 2030 climate & energy framework.

Lokaliseret d. 11. marts 2020 på

https://ec.europa.eu/clima/policies/strategies/2030_en

EU-Kommissionen, EU Emissions Trading Systems (EU ETS).

Lokaliseret d. 11. marts 2020 på

https://ec.europa.eu/clima/policies/ets_en

EU-Kommissionen, Reducing CO2 emissions from passenger cars - before 2020.

Lokaliseret d. 3. maj 2020 på

https://ec.europa.eu/clima/policies/transport/vehicles/cars_en

EU-Kommissionen Environment (Marts 2020)

Life-Cycle Costing, LCC tools developed by the EC (9. marts 2020).

Lokaliseret d. 10. marts 2020 på

<https://ec.europa.eu/environment/gpp/lcc.htm>

EU-Kommissionen Environment (April 2020)

New EU GPP Criteria for food, catering services, and vending machines (23 April 2020).

Lokaliseret d. 11. marts 2020 på

https://ec.europa.eu/environment/gpp/webinars_en.htm

EU-Kommissionen Environment (August 2019)

What is GPP (7. August 2019).

Lokaliseret d. 11. marts 2020 på

https://ec.europa.eu/environment/gpp/what_en.htm

Folketinget, EU-oplysningen

Kyotoprotokollen.

Lokaliseret d. 11. marts 2020 på

<https://www.eu.dk/da/leksikon/Kyotoprotokollen>

Forum for bæredygtige indkøb (2018)

Værktøjer til beregning af totalomkostninger (TCO), (2018).

Lokaliseret d. 22. marts 2020 på

<https://ansvarligeindkob.dk/viden-og-vaerktoejer/vaerktoejer/#toggle-id-2>

Globalis (2015)

Kyotoprotokollen (13. december 2015).

Lokaliseret d. 11. marts 2020 på

<https://www.globalis.dk/view/content/2812/full/1/1958>

Klimaleksikon, Stern Review Rapporten

Lokaliseret d. 2. april 2020 på

<https://klimaleksikon.dk/opslag/stern-rapporten>

Landbrug og Fødevarer, Hvad er CO₂?

Lokaliseret d. 20. maj 2020 på

<https://lf.dk/viden-om/klima/hvad-er-co2>

Miljø- og Fødevareministeriet, Euronormer, energiklasser og partikelfiltre

Lokaliseret d. 14. februar 2020 på

<https://mst.dk/erhverv/groen-virksomhed/groenne-offentlige-myndigheder/groenne-indkoeb/miljoebevidste-indkoeb-af-koeretoerje/euronormer-energi-klasser-og-partikelfiltre/>

Miljø- og Fødevareministeriet, Euronormer for bedre miljø

Lokaliseret d. 14. februar 2020 på

<https://mst.dk/luft-stoej/luft/luftforurening-fra-koeretoerje/euronormer-for-bedre-miljoe/>

Miljø- og Fødevareministeriet (2013)

Miljøstyrelsen, "Grund- og nærhedsnotat til Folketingets Miljøudvalg", Vedrørende emissioner fra vare- og personbiler (Euro 6) (28. juni 2013).

Lokaliseret d. 14. februar 2020 på

<https://www.ft.dk/samling/20121/almdel/MIU/bilag/359/1269118.pdf>

Nissan (2020)

Markedsføringsmateriale for elbilen Nissan Leaf (2020)

Lokaliseret d. 19. februar 2020 på

<https://www.nissan.dk/biler/personbiler/leaf.html>

Norlys, Hvad koster en kWh?

Lokaliseret d. 19. februar 2020 på

<https://eniig.dk/privat/el/hvad-koster-1-kwh/>

OK benzin

Opslået brændstofs priser

Lokaliseret d. 30. maj 2020 på

<https://www.ok.dk/privat/produkter/benzinkort/benzinpriser>

Oxford Research (2020)

- for Dansk Standard, Standarders betydning for virksomhedernes grønne omstilling (Maj 2020).

Lokaliseret d. 10. maj 2020 på

<https://www.ds.dk/media/mstboivi/standarders-betydning-for-virksomhedernes-groenne-omstilling--oxford-research--maj-2020.pdf>

Staten og Kommunernes Indkøbsservice A/S, TCO-beregning

Lokaliseret d. 22. marts 2020 på

<https://www.ski.dk/viden/Sider/TCOS-beregning.aspx>

Thuesen (2019)

Thuesen, Eskild, "Regnemetoder og klima – CO2-prisen er 10 til 20 gange for lav", Ingeniøren (17. jul 2019).

Lokaliseret d. 15. marts 2020 på

<https://ing.dk/blog/regnemetoder-klima-co2-prisen-10-20-gange-lav-227349>

Wimmer (2019)

Wimmer, Dorthe, "Er du klar til 2019 og de nye forbrugere?" Retail Institute Scandinavia (21. januar 2019)

Lokaliseret d. 10. maj 2020 på

<http://retailinstitute.dk/er-du-klar-til-2019-og-de-nye-forbrugere/>

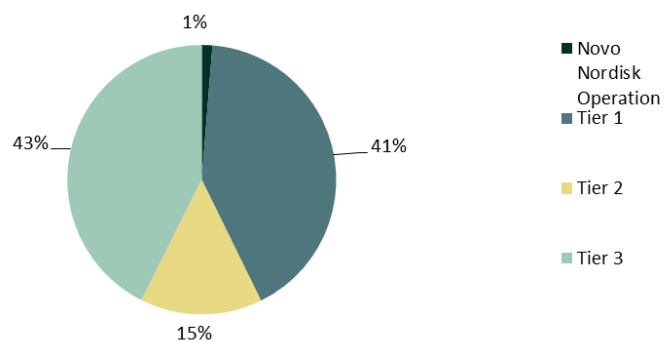
4. Bilag

4.1. Bilag I - Eksempel på TCO

Administrationsnet m/brikløsning		
EKSISTERENDE LEVERANDØR		
SKIFTEOMKOSTNINGER		
PAPER-CUT INSTALLATION	Arbejdsmin. pr. printer	Øvrige omk.
- Installering af paper-cut på hver enkelt printer	90	
- Undervisning til brugerne	10	
PRINTOPSÆTNING		
- Flytteadresseliste	10	
- Generel opsætning (konfiguration af printer)	10	
- Opsætning af funktionspostkasse	5	
- Opsætning på printer til ESDH-scan	10	
DIVERSE		
- Undervisning til brugerne	10	
Samlet omkostninger á tre scenarier		
Scenarie 1		
Samlet antal arbejdsminutter (min.)		145
Samlet antal arbejdstimer (timer, min.)		2,42
Timepris		550,00
Samlet omkostninger (timepris 550 kr)		1.329,17
Kortlæseren skal ligges over på ny printer (indbygget/intern)		2.000,00
Samlet omkostninger		3.329,17
Scenarie 2		
Samlet antal arbejdsminutter (min.)		145
Samlet antal arbejdstimer (timer, min.)		2,42
Timepris		550,00
Samlet omkostninger (timepris 550 kr)		1.329,17
Kortlæseren skal ligges over på ny printer (ekstern)		1.500,00
Samlet omkostninger		2.829,17
Scenarie 3		
Samlet antal arbejdsminutter (min.)		145
Kortlæseren skal ligges over på ny printer (genbrug af kortlæser) (min)		3
Samlet antal arbejdstimer (timer, min.)		2,47
Timepris		550,00
Samlet omkostninger		1.356,67

Eksempel på en TCO-beregning fra Silkeborg Kommune. Metoden er brugt for at allokere potentielle skifteomkostninger ved køb af nye printere.

4.2. Bilag II – Illustration af fordelingen af CO₂-udledning hos Novo Nordisks underleverandører



Forurening fordelt på tier-niveau, jf. Novo Nordisks Environmental profit and loss account, 2014

4.3. Bilag III – Skøn for pris på CO₂-udledninger uden for kvotesektoren

Tabel 14: Skøn for priser på CO₂.

2019-priser (kr./ton)	Skøn for CO ₂ -kvotepris	Skøn for pris på CO ₂ -udledninger uden for kvotesektoren
2019	196	196
2020	214	214
2021	221	254
2022	227	262
2023	234	270
2024	241	278
2025	248	286
2026	256	294
2027	263	303
2028	271	312
2029	279	321
2030	287	331
2031	296	331
2032	305	331
2033	314	331
2034	323	331
2035	333	333
2036	343	343
2037	353	353
2038	363	363
2039	374	374
2040	385	385

Kilder: Skøn for kvotepris: Finansministeriet, september 2019. Skøn for omkostninger for CO₂-udledning uden for kvotesektoren: EU's Impact Assessment for 2030-pakken (<http://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:52014SC0015&from=EN>). Efter 2030 er omkostningen for CO₂-udledning uden for kvotesektoren fastholdt på samme niveau, indtil kvoteprisen når dette niveau.

Note 1: Alle prisskøn i denne tabel er angivet i faktorpriser, og skal derfor ganges med nettoafgiftsfaktoren for at blive angivet i forbrugerpriser.

Kilde:

https://ens.dk/sites/ens.dk/files/Analyser/samfundsoekonomiske_beregningsforudsætninger_for_en_ergipriser_og_emissioner_2019.pdf

4.4. Bilag IV – Beregning af eksterne omkostninger for personbiler

Driftslevetidsomkostninger til energiforbruget					
Driftslevetidsomkostninger til energiforbruget = antal km i bilens levetid * (energiforbrug pr. km * prisen pr. energienhed)					
For at beregne energiforbruget pr. km. skal vi vide hvor langt bilerne kører på literen. En bil mærket med energiklasse (A) forventes at køre omkring 19,9 km/l (benzin) og 22,4 km/l (diesel).					
Derudover omregnes MJ til kWh idet det er denne enhed vi normalt regner energipriser for. 1 MJ = 0,278 kWh					
Det betyder at 32 MJ er 8,89 kWh. Således bruges der 8,90 kWh pr liter. På en liter kører benzinbilen 19,9 km. Det giver et enerforbrug pr. km på 0,4470 kWh/km.					
Antal km i bilens levetid, jf. tabel 3 i bilag, jf. art. 6, stk. 3	Benzin bil		Diesel bil		EI bil
	200.000,00	km.	200.000,00	km.	
Energiforbrug pr. km.					200.000,00 km.
Energiindhold i brændstof (MJ/liter)	32,00	MJ/liter	36	MJ/liter	
1 MJ = 0,278 kWh	0,278	kWh	0,278	kWh	
MJ omregnet til kWh	8,90	kWh/liter	10,008	kWh/liter	
1 liter brændstof = x km, jf. energiklasse (A)	19,90	km/liter	22,4	km/liter	Størrelse på batteri* Km på fyldt batteri*40 kWh
Antal km pr. kWh	0,4470	kWh/km	0,4468	kWh/km	270 km
					0,148 kWh/km
Pris pr. energienhed					
Brændstof pris (30. maj 2020)	10,59	kr./liter	8,99	kr./liter	2,25 kr./kWh
Hvor mange liter brændstof der skal til for at få én kWh	0,11	liter/kWh	0,10	liter/kWh	
Pris for én kWh	1,19	kr./kWh	0,90	kr./kWh	
Pris pr. km.	0,53	kr./km	0,40	kr./km	0,33 kr./km
Driftslevetidsomkostninger	106.432,16	kr.	80.267,86	kr.	66.666,67 kr.

*Oplysninger er baseret på markedsføringsmateriale fra Nissan Leaf

Driftslevetidsomkostninger som følge af køretøjets CO2-emission

Driftslevetidsomkostninger som følge af køretøjets CO2-emission = antal km i bilens levetid x (CO2-emission i kg pr. km x omkostninger pr. kg)

For at beregne driftslevetidsomkostningerne er det nødvendigt at vide hvor meget CO2 der udledes pr. km. Fra bilaget til 2009/33/EF ved vi at 1 kg CO2 koster 0,03-0,04 EUR. Udledningen af CO2 pr. km skal bygge på fællesskabstypegodkendelse, jf. art. 6, stk 2. I EU er det et 2021-mål, at nye biler ikke udleder mere end 95 g CO2/km. I 2015 var dette mål 130 g CO2/km. Derfor regnes der med 130 g CO2/km.

Beregning af driftslevetidsomkostninger via kg CO2/km

	Benzin bil		Diesel bil	
Antal km i bilens levetid, jf. tabel 3 i bilag, jf. art. 6, stk. 3	200.000,00	km.	200.000,00	km.
CO2-emission i kg, jf. tabel 2 i bilag, jf. art. 6, stk. 2. (afrundet)	0,04	EUR/kg	0,04	EUR/kg
Omregnet fra EUR til kr.	0,26	kr./kg	0,26	kr./kg
kg CO2/km, jf. EU-kommissionen	0,13	kg CO2/km	0,13	kg CO2/km
kg CO2 i hele levetiden	26.000,00	kg CO2	26.000,00	kg CO2
Driftslevetidsomkostninger	6.825,00	kr.	6.825,00	kr.

Driftslevetidsomkostninger som følge af køretøjets emission af NOx, NMHC og partikler

Driftslevetidsomkostninger som følge af køretøjets emission = antal km i bilens levetid x omkostninger pr. gram

Emission af NOx

I forordning (EF) nr. 715/2007 om Euro 5 og 6 fastsættes emissionsgrænserne for biler for regulerede forurenende stoffer, navnlig nitrogenoxider (NOx, dvs. kombinerede emissioner af NO og NO₂) på 80 mg/km for dieselmotorer og 60 mg/km for benzinmotorer, jf. Rådets forordning nr. 715/2007 om Euronorm 5 og 6.

	Benzin bil		Diesel bil		Elbil	
Antal km i bilens levetid, jf. tabel 3 i bilag, jf. art. 6, stk. 3	200.000,00	km.	200.000,00	km.	200.000,00	km.
Pris for NOx-emission i kg, jf. tabel 2 i bilag, jf. art. 6, stk. 2.	0,0044	EUR/g	0,0044	EUR/g	0,0044	EUR/kg
Omregnet fra EUR til kr.	0,03	kr./g	0,03	kr./g	0,03	kr./kg
g NOx/km, jf. EU-kommissionen	0,06	g NOx/km	0,08	g NOx/km	-	g NOx/km
g NOx i hele levetiden	12.000,00	g Nox	16.000,00	g Nox	-	g Nox
Driftslevetidsomkostninger	396,00	kr.	528,00	kr.	-	kr.

Emission af NMHC

I forordning (EF) nr. 715/2007 om Euro 5 og 6 fastsættes emissionsgrænserne for regulerede forurenende stoffer, af NMHC til 68 mg/km for benzinmotorer og 0 for dieselmotorer.

	Benzin bil		Diesel bil		Elbil	
Antal km i bilens levetid, jf. tabel 3 i bilag, jf. art. 6, stk. 3	200.000,00	km.	200.000,00	km.	200.000,00	km.
Pris for NMHC-emission i kg, jf. tabel 2 i bilag, jf. art. 6, stk. 2.	0,0010	EUR/g		EUR/g	0,0044	EUR/kg
Omregnet til kr.	0,01	kr./g		kr./g	0,03	kr./kg
g NMHC/km, jf. EU-kommissionen	0,07	g NMHC/km	-	g NOx/km	-	g NOx/km
g NMHC i hele levetiden	13.600,00	g Nox		g Nox	-	g Nox
Driftslevetidsomkostninger	102,00	kr.	-	kr.	-	kr.

Emission af partikler

I forordning (EF) nr. 715/2007 om Euro 5 og 6 fastsættes emissionsgrænserne af partikelmassen til 5,0 mg/km for både benzin og dieselmotorer.

	Benzin bil		Diesel bil		Elbil	
Antal km i bilens levetid, jf. tabel 3 i bilag, jf. art. 6, stk. 3	200.000,00	km.	200.000,00	km.	200.000,00	km.
Pris for NMHC-emission i kg, jf. tabel 2 i bilag, jf. art. 6, stk. 2.	0,0870	EUR/g	0,0870	EUR/g	0,0044	EUR/kg
Omregnet til kr.	0,65	kr./g	0,65	kr./g	0,03	kr./kg
g partikelmasse/km, jf. EU-kommissionen	0,005	g pm/km	0,005	g NOx/km	-	g NOx/km
g partikelmasse i hele levetiden	1.000,00	g pm/km	1.000,00	g Nox	-	g Nox
Driftslevetidsomkostninger	652,50	kr.	652,50	kr.	-	kr.

Konklusion: samlet omkostninger for hver type bil

BEREGNING 2

Samlet driftsomkostninger med udgangspunkt i CO₂-emission beregnet på baggrund af CO₂/km og CO₂/kWh for elbilen

	Benzin bil		Diesel bil		Elbil (beregnet med kWh)	
Driftslevetidsomkostninger til energiforbruget	106.432,16	kr.	80.267,86	kr.	66.666,67	kr.
Driftslevetidsomkostninger som følge af køretøjets CO ₂ -emission	6.825,00	kr.	6.825,00	kr.	-	kr.
Driftslevetidsomkostninger som følge af køretøjets emission af:						
- Emission af NO _x	396,00	kr.	528,00	kr.	-	kr.
- Emission af NMHC	102,00	kr.	-	kr.	-	kr.
- Emission af partikler	652,50	kr.	652,50	kr.	-	kr.
Samlet omkostninger	114.407,66	kr.	88.273,36	kr.	66.666,67	kr.