



TOTEX- benchmarking- modeller for vandsektoren

Marts 2016

Forfattere:

Sigurd Næss-Schmidt, Partner, Copenhagen Economics

Peter Bogetoft, Partner, Ibensoft-Sumicsid

Johanne Jørgensen, Economist, Copenhagen Economics

Carl Gustav Gordon, Analyst, Copenhagen Economics

Sabine Wilke, Analyst, Copenhagen Economics

Forord

Formålet med denne rapport er, at give et indblik i konstruktionen og resultaterne af forslag til TOTEX-benchmarkingmodellerne for vandsektoren. Forligskredsen bag Vandsektorloven indgik en aftale om ny vandsektorlov den 29. april 2015, som blandt andet medfører, at selskabernes effektiviseringskrav i fremtiden skal beregnes ved hjælp af en TOTEX-benchmarkingmodel. Udviklingen af TOTEX-benchmarkingmodellerne har to hovedformål:

- 1) Udvikle forslag til TOTEX-benchmarkingmodeller, som kan bruges til at udregne sektorens samt de individuelle selskabers totaløkonomiske effektiviseringspotentiale
- 2) Udvikle forslag til TOTEX-benchmarkingmodeller, som kan bruges til at fastsætte individuelle totaløkonomiske effektiviseringskrav for selskaberne gældende for prisloftet i 2017

Forslag til TOTEX-benchmarkingmodellerne bliver udviklet af Copenhagen Economics og professor Peter Bogetoft. Når modellerne er færdigudviklede overdrages de til Forsyningssekretariatet, som herefter bestemmer den fremadrettede anvendelse og om der skal fx være en fornyet dataindsamling, genberegning af modellerne på andre stikprøver mv, før de endelige modeller anvendes til at fastsætte individuelle totaløkonomiske effektiviseringskrav for selskaberne.

Modellerne er udviklet under inddragelse af selskaberne, Danske Vandværker, DANVA og Forsyningssekretariatet, for at sikre, at de bliver så retvisende som muligt og anvendelige i den ønskede regulatoriske ramme. Selskaberne, Danske Vandværker og DANVA har været inddraget i udformningen af dataindsamlingen og de indledende modelovervejelser. Modelarbejdet er derfor gennemført i flere skridt, hvor et af de første var afholdelsen af workshops for branchen i maj 2015.

På de to workshops blev der nedsat en arbejdsgruppe bestående af repræsentanter for selskaberne, DANVA og Danske Vandværker. Arbejdsgruppen har fungeret som en konstruktiv sparringspartner for konsulentteamet i forbindelse med dataindsamlingen og i forbindelse med de indledende modelovervejelser.

Derudover har en beskrivelse af datagrundlaget samt indledende metodiske overvejelser til brug for TOTEX-benchmarkingmodellerne været i høring hos alle selskaberne og interessenter.

Input fra branchen og Forsyningssekretariatet, har været med til, at sikre at det datagrundlag som TOTEX-benchmarkingmodellerne bygger på er solidt, konsistent samt tager højde for selskabernes forskellige forhold og rammebetingelser.

Forord	1
Sammenfatning	4
1 Etablering af datagrundlaget for TOTEX-benchmarkingmodellerne	6
1.1 Hvilke data er der behov for?	6
1.2 TOTEX-dataindsamlingen	7
1.3 Deltagelse og repræsentativitet for TOTEX-dataindberetningen	7
1.4 Kvalitetssikring af TOTEX-dataindberetningen	10
1.5 Yderligere datakilder og kvalitetssikring	11
1.6 Hvordan indgår selskabernes data i TOTEX-benchmarkingmodellerne?	12
1.7 Delkonklusion	19
2 Identifikation af costdrivere	20
2.1 Begrebsmæssig tilgang til costdriver-identifikationen	20
2.2 Pragmatisk tilgang til costdriver-identifikation	22
2.3 Statistisk tilgang til costdriver-identifikation	26
2.4 Særlige tests for rammevilkår	26
2.5 Resultater af gentagne søgninger efter variable til modellen	32
2.6 Delkonklusion	35
3 Benchmarkinganalysen	36
3.1 Anvendte benchmarkingmetoder	36
3.2 Kombination af metoder	38
3.3 Bedste praksis og outliers	39

3.4 Brug af forskellige estimationsmetoder	39
3.5 Foretrukne modeller	40
3.6 Sammenligningsgrupper	41
3.7 Skalaafkast for drikkevand- og spildevandsselskaberne	43
3.8 Konkrete estimater for effektiviseringspotentialer ved brug af både DEA og SFA analyser	43
3.9 Efteranalyser af de foretrukne modeller	48
3.10 Delkonklusion	49
Litteraturliste	50

Sammenfatning

Den økonomiske regulering af vandsektoren startede med vandsektorlovens ikrafttrædelse i 2010. Dette indebærer bl.a. at vandselskaberne skulle effektiviserer deres driftsomkostninger. Disse effektiviseringskrav er årligt blevet fastsat på baggrund af Forsyningssekretariatets OPEX-benchmarkingmodel, dvs. benchmarking af driftsomkostninger.

I april 2015 blev der indgået forlig om en ny vandsektorlov, der bl.a. betyder at vandselskaberne fremover skal effektiviseres på deres totale omkostninger (TOTEX), dvs. driftsomkostninger plus investeringsomkostninger. Det betyder, at vandselskabernes indtægtsrammer fremadrettet skal baseres på en TOTEX-benchmarkingmodel. Det medfører, at investeringer skal behandles på lige fod med driftsomkostningerne, og at der er behov for at undersøge hvordan en CAPEX- og især en TOTEX-benchmarkingmodel bør se ud, for at give en retvisende vurdering af selskabernes effektivitet.

Denne rapport viser, at det eksisterende og indhentede datagrundlag er tilstrækkeligt robust og repræsentativ for branchen til at lave en benchmarking baseret på TOTEX. En TOTEX-model kræver fx et grundlæggende kendskab til de faktiske fysiske aktiver, som selskaberne bruger til at udføre deres opgaver. Der er således i samarbejde med branchen indhentet en række nye data for at kunne supplere de data, som allerede er indhentet som del af den eksisterende OPEX-model. Det samlede sæt af data er blevet testet igennem og vurderet at være tilstrækkeligt robust til at lave en troværdig TOTEX-model.

Først trin i modelbygningen har været at konstruere et CAPEX-netvolumen tilsvarende til det netvolumenmål, der er i den eksisterende OPEX-model. Konstruktionen af et netvolumenmål medvirker til, at selskabernes præstationer gøres sammenlignelige, og dermed kan benchmarkes. For at beregne et CAPEX-netvolumen er der anvendt eksisterende metoder, først og fremmest de profiler for afskrivninger over de enkelte aktivers levetid, som er indbygget i de bredt anvendte POLKA-data.

Andet trin har været at lave en ny TOTEX-model, hvor vi selskab for selskab vurderer deres samlede nødvendige omkostninger til drift og anlæg. Her ser vi på, hvilke objektive ydelser, de leverer til deres kunder som f.eks. rent drikkevand men også hvilke rammevilkår de er underlagt. Forskelle i disse vilkår kan således bestemme deres muligheder for at rense en given mængde vand til samme omkostninger, som selskaber som opererer under andre rammevilkår. Modellen er lavet i forskellige versioner for at sikre robusthed dels i forhold til at vurdere branchens samlede potentiale dels for at kunne vurdere de individuelle potentialer for effektivisering, hvilket er uddybet nedenfor.

Afgrænsning og kvantificering af rammevilkår er centralt for øvelsen. Objektive forskelle i rammevilkår er f.eks. regional placering og tæthed mellem kunder. Vi bruger i betydeligt udstrækning de faktiske fysiske aktiver f.eks. længden af ledningsnet som en indikator for forskelle i rammevilkår. Det vil fange en del af forskellene i tæthed mellem kunderne, når vi samtidig har zoneinddelt placering af aktiverne.

Det er også testet om forskelle i alderen på selskabernes aktiver påvirker rangordningen af selskabernes effektivitet. Beregninger af de nødvendige omkostninger er baseret på en lineær afskrivning af aktivernes værdi over deres levetid. Der er selvsagt usikkerhed både på levetiden og afskrivningernes fordeling over deres levetid. For eksempel kunne afskrivningen for visse aktiver være overdrevet og/eller særligt store mod slutningen af deres levetid og derfor kræver store vedligeholdelsesudgifter. Det kunne også være, at aktiver købt i en bestemt periode har vist sig at være særligt dårlige på tværs af selskaberne dvs. at de kræver udskiftning før tid. Det vil betyde, at selskaberne med relativt mange gamle aktiver eller aktiver fra en "uheldig" periode har mange faktiske omkostninger men ikke tilsvarende flere aktiver eller flere leverede ydelser fx rent vand til deres kunder. Selskaber med mange gamle aktiver eller aktiver anskaffet i en bestemt periode ville derfor blive straffet, såfremt dette var tilfældet. De test der er gennemført viser imidlertid, at rangordningen af selskaber kun i forholdsvis begrænset omfang er afhængig af alderen på deres aktiver.

Tredje trin er dernæst at beregne hvor effektiv den samlede sektor er og hvordan potentialet er fordelt på tværs af selskaberne. I analyserne har vi brugt både DEA- og SFA-modeller, da dette er to forskellige metodiske tilgange med hver sine fordele og ulemper. Anvendelsen af forskellige estimationsmetoder medfører, at man får et mere sikkert og robust skøn særligt for det enkelte selskab. Et forslag til, hvordan man kan kombinere de to metoder til at lave efficiensscorer for de enkelte selskaber er fremlagt i rapporten.

Beregninger viser et samlet potentiale for effektivisering på 16-19 % for drikkevand- og 10-13% for spildevandsselskaberne i både SFA og DEA-modeller. Grunden til den begrænsede forskel er, at SFA og DEA scorerne for de enkelte selskaber er temmelig ens, hvilket tyder på stor robusthed i modellen, hvilket i sig selv er positivt, da det understøtter, at begge modeller er gode. Bruges den såkaldte best-of-two tilgang hvor efficiensscore beregnes ved at se på den for det enkelte selskabet mest gunstige tilgang fås et samlet potentiale for effektivisering på 14-15% for drikkevandsselskaberne samt 8-9% for spildevandsselskaberne.

Kapitel 1

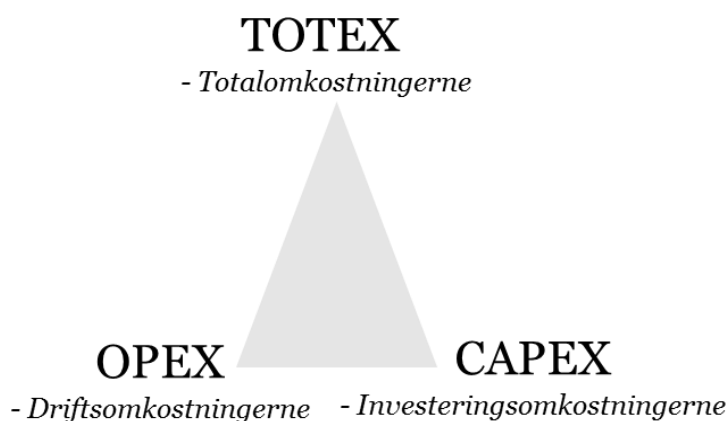
1 Etablering af datagrundlaget for TOTEX-benchmarkingmodellerne

Formålet med dette kapitel er at vise, hvordan TOTEX-datagrundlaget er etableret og kvalitetssikret og hvordan det indgår i Totex-benchmarking modellerne. Indledningsvis defineres hvilket datasæt der er behov for (1.1), hvilke yderligere datasæt der er indsamlet (1.2) samt hvordan data er blevet kvalitetssikret i et samarbejde med branchen (afsnit 1.3 til 1.5). Dernæst beskrives mere konkret hvordan data indgår i benchmarkingmodellen (1.6). Kapitlet afrundes med en delkonklusion på alle disse punkter (1.7).

1.1 Hvilke data er der behov for?

I en TOTEX-benchmarkingmodel indgår de totale omkostninger, det vil sige driftsomkostningerne plus investeringsomkostningerne, jf. Figur 1.1. Selskaberne har igennem de senere år indberettet detaljerede data for driftsomkostningerne til brug for de nuværende benchmarkingmodeller, som er OPEX-benchmarkingmodeller. I forhold til investeringsoplysninger råder Forsyningssekretariatet allerede over mange data, men der har været brug for at indsamle opdaterede oplysninger om selskabernes fysiske anlægsaktiver.

Figur 1.1 Illustration af datagrundlaget for TOTEX-benchmarkingmodellerne



Kilde: Copenhagen Economics

Et af de første skridt i etableringen af et datagrundlag for branchen for totalomkostningerne var afholdelsen af workshops i maj 2015. De to workshops var et forum, hvor konsulentteamet fremlagde, hvilke data der var behov for, og branchen havde mulighed for at gøre opmærksom på, hvilke problemstillinger de så herved¹. På de to workshops blev der

¹ Dette er beskrevet i næste kapitel.

nedsat en arbejdsgruppe bestående af 13 repræsentanter fra drikke- og spildevandsselskaberne samt DANVA og Danske Vandværker.

Herefter blev der afholdt et arbejdsgruppemøde i juni 2015, hvor arbejdsgruppens medlemmer fik lejlighed til at kommentere det udspil til dataindsamling, som konsulenterne fremlagde. Arbejdsgruppen mente, at dataindsamlingsudspillet var for administrativt tungt samt ville indeholde for mange skøn sammenholdt med tidsfristen for dataindsamlingen.

Dette førte til, at konsulentteamet kom med et revideret udspil til dataindsamlingen. Dataindsamlingen er således fremkommet som et kompromis mellem, hvilke data der ville være mindre administrativt tung for selskaberne at indsamle, og hvilke data der vurderes at kunne give den mest retvisende model for branchen. Vi vurderer at den rette balance er fundet i dette projekt.

1.2 TOTEX-dataindsamlingen

I forbindelse med udviklingen af TOTEX-benchmarkingmodellerne for vandsektoren blev drikke- og spildevandsselskaberne bedt om, at indsamle og indberette data vedrørende de fysiske anlægsaktiver, som selskaberne ejede per 31. december 2014, opgjort efter pris- og levetidskataloget (POLKA).

Konkret foregik dataindsamlingen ved, at selskaberne den 19. juni 2015 fik tilsendt tre filer via email; et Excel-ark til brug for selve indberetningen, et Excel-ark med en forklaring af de forskellige aktiver i POLKA samt en PDF-fil indeholdende en vejledning i, hvordan dataindberetningsarket er opbygget, og hvordan data bør indberettes. Dataindsamlingsperioden blev oprindeligt besluttet til at løbe fra den 19. juni til den 21. august 2015. Fristen blev dog forlænget i samråd med Forsyningssekretariatet til den 4. september 2015, da flere selskaber meddelte, at de ikke kunne nå det inden fristen.

Undervejs i dataindsamlingsperioden havde selskaberne mulighed for at kontakte Copenhagen Economics via email og/eller telefon, når de havde spørgsmål til dataindberetningen. Dette benyttede langt de fleste selskaber sig af mindst én gang i perioden. Endvidere kontaktede flere selskaber også Forsyningssekretariatet i forbindelse med indberetningen.

1.3 Deltagelse og repræsentativitet for TOTEX-dataindberetningen

Dataindberetningen var frivillig for selskaberne, hvilket medførte, at nogle selskaber fravalgte at deltage i indberetningen. Derfor er det vigtigt at undersøge, hvor repræsentativ dataindberetningen er sammenlignet med populationen. Dette er gjort ved at undersøge følgende:

- Deltagelsesgraden
- Fordelingen på størrelse
- Fordelingen på ejerskab
- Fordelingen på regioner

Deltagelsesgraden i dataindsamlingen var høj for en frivillig indberetning, med en deltagesprocent på 85 % for spildevandsselskaberne og 91 % for drikkevandsselskaberne (over 800.000 m³ debiteret vand), jf. Tabel 1.1.

Tabel 1.1 Deltagelsesgrad for TOTEX-dataindberetningen

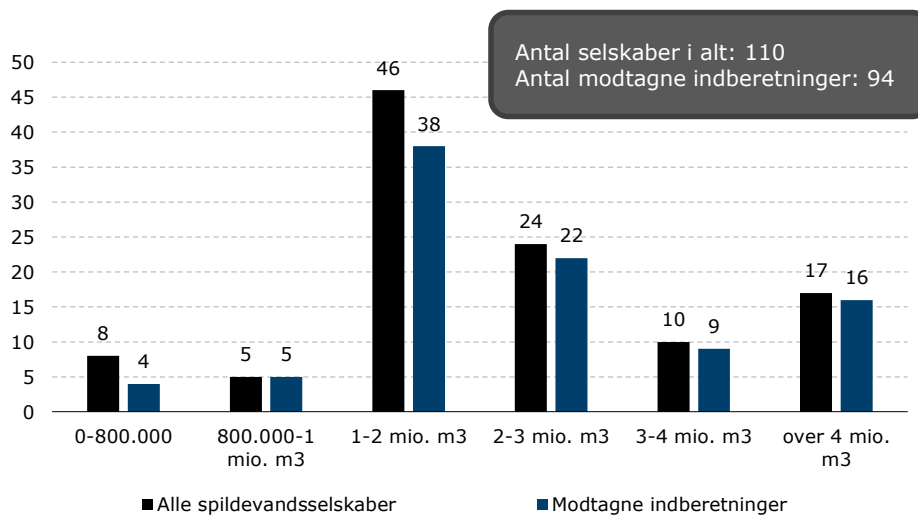
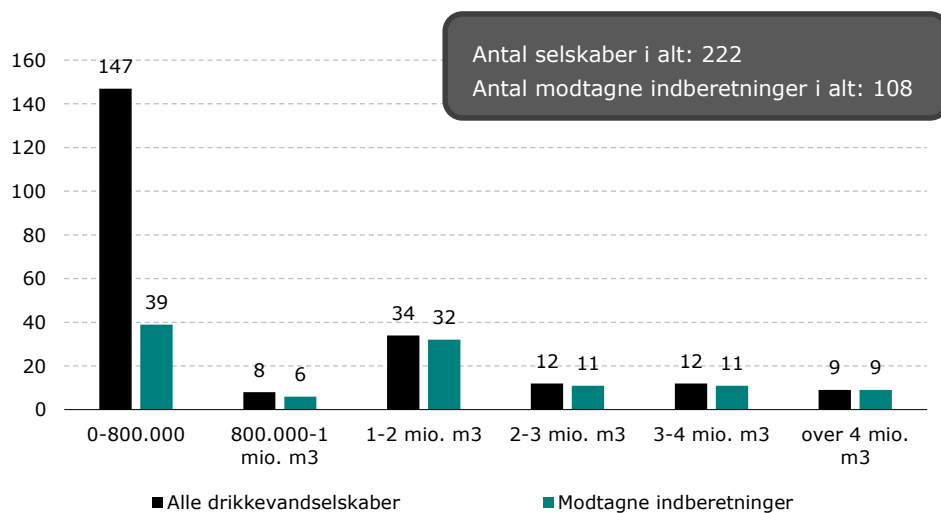
Type	Antal selskaber i alt	Antal deltagende selskaber	Andel deltagende selskaber	Andel af debiteret vandmængde
Spildevandsselskaber i alt	110	94	85%	92%
Spildevandsselskaber over 800.000 m³	102	90	88%	92%
Drikkevandsselskaber i alt	222	108	49%	86%
Drikkevandsselskaber over 800.000 m³	76	69	91%	96%

Kilde: Copenhagen Economics pba. Ibensoft-Sumicsid

De selskaber, som har indberettet data til TOTEX-dataindberetningen, dækker hhv. 92 % og 96 % af den samlede debiterede vandmængde for spildevand- og drikkevandsselskaberne.

Deltagelsesgraden for de selskaber, som er under 800.000 m³-grænsen og dermed ikke vil blive omfattet af TOTEX-benchmarkingmodellerne, er som forventet lavest, jf. Figur 1.2.

Figur 1.2 Antal drikke- og spildevandsselskaber samt modtagne indberetninger opdelt efter debiteret vandmængde i 2013



Kilde: Copenhagen Economics

Som det ses af ovenstående figur, er der data for alle drikke- og spildevandsselskaber i de forskellige størrelseskategorier. Tilsvarende gælder også, når der ses på fordelingen efter ejerskab og region, jf. bilag B. TOTEX-dataindberetningen er dermed repræsentativ for selskaberne.

1.4 Kvalitetssikring af TOTEX-dataindberetningen

Det er vores vurdering, at selskaberne har gjort meget ud af at opgøre data korrekt både med hensyn til antallet af fysiske anlægsaktiver samt i forhold til definitioner og afgrænsninger mellem de forskellige aktivkategorier i POLKA. Vurderingen beror på henvendelserne fra selskaberne i forbindelse med indberetningen samt respons på udsendte emails i forbindelse med efterfølgende datatjek.

For at sikre en høj datakvalitet for TOTEX-benchmarkingmodellerne, er der blevet foretaget en omfattende gennemgang af datasættet samt udført forskellige kvalitetskontroller. Fokus for kvalitetssikringen har været at spotte:

- 1) Indtastningsfejl
- 2) Manglende indberetning af aktiver
- 3) Afvigelser fra tal indberettet til OPEX-benchmarkingmodellerne

Data er blevet indtastet manuelt ude i de enkelte forsyninger, hvilket medfører en risiko for indtastningsfejl². I de tilfælde, hvor der har været tegn på indtastningsfejl, er selskaberne blevet kontaktet via email og har bekræftet de korrekte tal, og datasættet er herefter blevet opdateret.

Et andet fokus for kvalitetssikringen har været at undersøge, om selskaberne har glemt at indberette nogle aktiver. POLKA er meget detaljeret med hensyn til aktivtyper og består af en lang række forskellige aktiver, som endvidere i flere tilfælde skal opgøres efter zoneplacering. Dette resulterer i et dataindberetningsark med tre faneblade og flere hundrede rækker i alt til at indberette aktiver i. Det er derfor relativt nemt at komme til at overse et eller flere aktiver, som forsyningen har og burde indberette.

Endvidere er der ikke noget selskab, som har aktiver i alle POLKA-aktivkategorier, hvilket medfører, at der skal stå nul ud for en lang række af aktiverne i indberetningsarket for hvert selskab.

Samlet betyder det, at man bør være særligt opmærksom på, om et nul ud for en aktivkategori betyder at selskabet ikke ejer aktivet, eller om det skyldes manglende indtastning. Et konkret eksempel på denne problemstilling er indberetningen af råvandsledninger. For råvandsledninger kan der både være tale om, at nogle selskaber ikke ejer råvandsledninger, fordi de køber vand af andre selskaber, og at nogle selskaber har glemt at registrere disse. For at afklare hvad et samlet indberettet råvandsledningsnet på nul skyldes, er selskaberne blevet kontaktet via email. Endvidere er råvandsledningsregistreringen blevet sammenlignet med POLKA-2010-indberetningen. I de tilfælde hvor det samlede råvandsledningsnet også var nul i 2010, er der en god sandsynlighed for, at selskabet ikke ejer råvandsledninger. Der er dog en sandsynlighed for, at et selskab har glemt at indberette råvandsledninger både i 2010 og 2014, og derfor blev selskaberne kontaktet via email.

² Gennemgangen af datasættet har påvist nogle enkeltstående eksempler på indtastningsfejl.

Det er essentielt, at de indberettede data giver et retvisende billede af de fysiske netaktiver i vandsektoren. For at efterprøve hvorvidt dette er tilfældet, er det først blevet identificeret, hvor der er et overlap mellem TOTEX-dataindberetningen og de fysiske aktiver indberettet til OPEX-benchmarkingmodellerne.

Generelt er aktivkategorierne mere detaljerede i POLKA (det vil sige i TOTEX-dataindberetningen), end i OPEX-modellerne. Fx skal ledningsnettet opgøres i dimensioner i POLKA, og for vandmålere skelnes der imellem, om de er elektroniske eller mekaniske. Men ses der på det samlede antal kilometer rentvandsledning og antal vandmålere skal disse gerne stemme overens i TOTEX-dataindberetningen og i OPEX-modellerne, da begge dele er en status i 2014, og det er de samme fysiske netaktiver som opgøres.

For drikkevandsselskaberne er der identificeret følgende overlap, som kan bruges til at kvalitetssikre data ved at sammenligne mellem OPEX- og TOTEX- dataindberetningerne:

- Samlet antal kilometer rentvandsledning
- Antal stikledninger
- Antal vandmålere
- Samlet kapacitet for pumpestationer/trykforøgerstationer

Tilsvarende er der for spildevandsselskaberne identificeret et overlap imellem:

- Samlet ledningsnet
- Antal pumpestationer
- Antal husstandspumper

Det forventes ikke, at opgørelsen af disse fysiske aktiver stemmer 100 procent overens mellem TOTEX- og OPEX-indberetningen, dels fordi der forskel på definitioner mellem de to opgørelser, og dels fordi der kan være en vis usikkerhed om definitionerne ude i de enkelte selskaber. Data indberettet til TOTEX- og OPEX-indberetningen kan dog godt sammenlignes for at fange eventuelt større fejlindberetninger, da det forventes, at der ikke er markante afvigelser imellem de to opgørelser.

1.5 Yderligere datakilder og kvalitetssikring

TOTEX-benchmarkingmodellerne i denne rapport vil blive baseret på data fra 2014 fra fem forskellige kilder³:

- 1) OPEX-benchmarkingmodellerne
- 2) Tillæg til prisloftet
- 3) POLKA-data
- 4) Godkendte miljø- og serviceaktiviteter
- 5) TOTEX-dataindberetningen

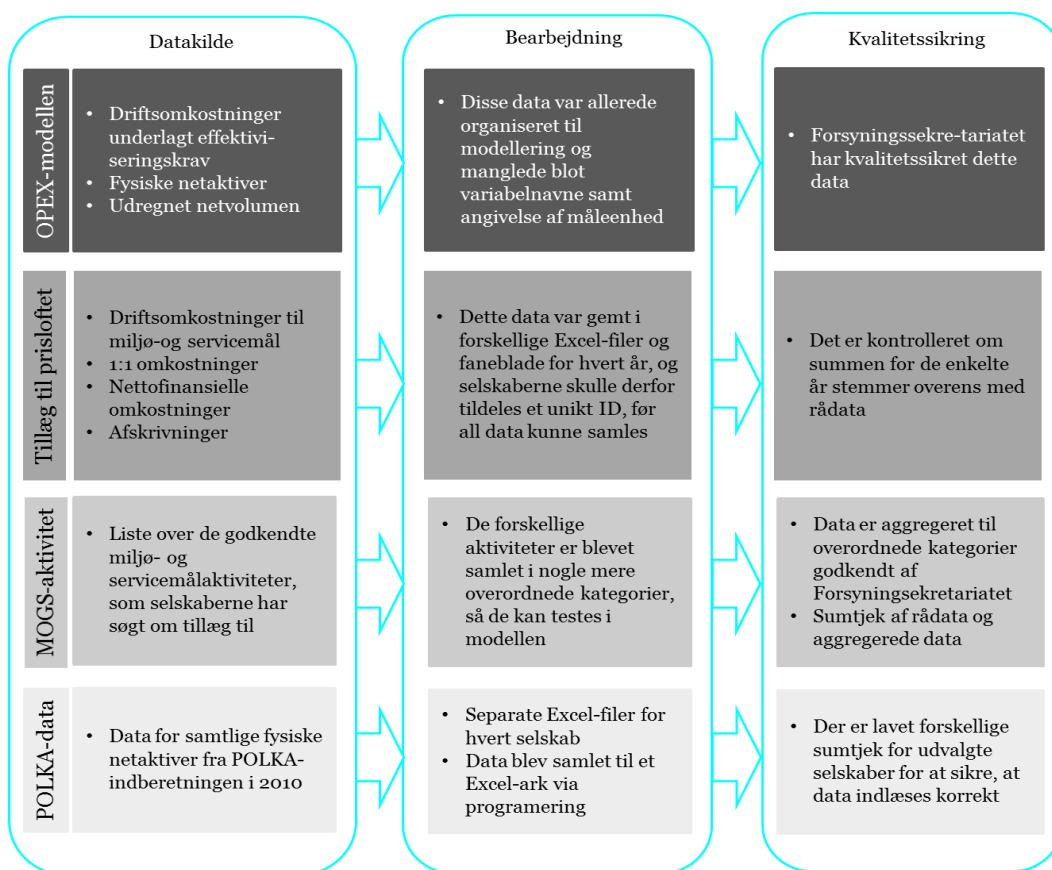
Selskaberne indberetter hvert år data til Forsyningssekretariatet vedrørende deres drifts- omkostninger samt fysiske netaktiver til brug for OPEX-benchmarkingmodellerne. Sel-

³ Alt data vedrører 2014-tal, det vil sige PL2016, med undtagelse af POLKA-data som er fra 2010.

skaber indberetter endvidere oplysninger om deres driftsomkostninger, som ikke er underlagt effektiviseringskrav, (1:1 omkostninger mv.) samt investeringerne, der danner grundlag for tillæg til prisloftet. Yderligere har selskaberne opgjort samtlige fysiske aktiver, som de ejede per 1. januar 2010 i POLKA. Herudover har Forsyningssekretariatet lavet en liste over godkendte miljø- og service-aktiviteter (MOGS-aktiviteter).

Alle disse data er blevet systematiseret og kvalitetssikret til brug for TOTEX-benchmarkingmodellerne, jf. Figur 1.3.

Figur 1.3 illustration af datakilder samt kvalitetssikring



Kilde: Copenhagen Economics pba. Ibensoft-Sumicsid

1.6 Hvordan indgår selskabernes data i TOTEX-benchmarkingmodellerne?

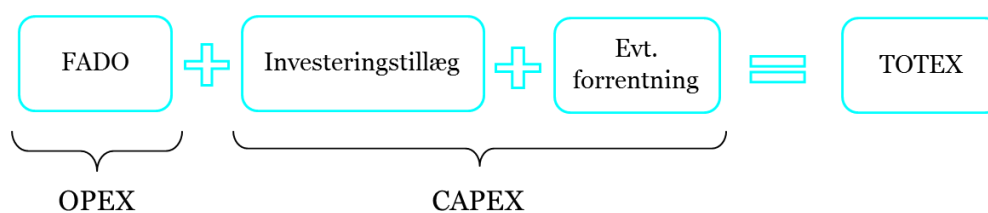
Data fra selskaberne er brugt til at konstruere både en input- og outputside i TOTEX-benchmarkingmodellerne⁴. Inputsiden er et udtryk for de omkostninger selskaberne har, mens outputsiden er et udtryk for de services som selskaberne leverer på baggrund heraf.

⁴ Derudover bruges data fra selskaberne til at lave efteranalyser, se i øvrigt afsnit 3.8.

Inputsiden

I TOTEX-benchmarkingmodellerne er inputsiden summen af de faktiske driftsomkostninger (FADO), de reguleringsmæssige afskrivninger (investeringsstillægget) plus en eventuel forrentning (WACC⁵), jf. Figur 1.4.

Figur 1.4 Illustration af inputsiden



Note: Inputsiden består således af de faktiske totale omkostninger i modsætning til fx at baserer den på indtægtsrammerne, hvilket medfører at frontsekskaberne findes på baggrund af FADO plus investeringsstillægget.

Kilde: Copenhagen Economics

FADO

De faktiske driftsomkostninger som kendes fra OPEX-benchmarkingmodellen vil indgå som et vigtigt element i TOTEX-benchmarkingmodellerne på inputsiden. Det forhold, at de faktiske driftsomkostninger indgår på inputsiden i den nuværende OPEX-benchmarkingmodel betyder, at Forsyningssekretariatet allerede har tilstræbt at selskaberne definerer disse omkostninger ens på tværs af selskaberne.

Investeringsstillægget

Selskabernes investeringstillæg har ikke tidligere været anvendt i de danske benchmarkingmodeller for vandselskaberne. Det skyldes bl.a., at investeringerne reguleringsmæssigt ikke tidligere har været underlagt effektiviseringskrav. Derfor skal det først overvejes hvilke potentielle udfordringer der er, ved at inddrage investeringstillæggen i en benchmarkingmodel.

CAPEX-siden af TOTEX-modellen er datamæssigt mere udfordrende, idet der her er et andet tidsmæssigt perspektiv end på OPEX-siden. Dette skyldes, at CAPEX-siden opgøres via de reguleringsmæssige afskrivninger i investeringstillægget. CAPEX-omkostningerne er dermed mere afhængige af, hvilke historiske beslutninger der er truffet end OPEX-omkostningerne er.

Vandsektoren er forud for de andre forsyningssektorer i Danmark i forhold til at have standardiseret de reguleringsmæssige afskrivninger på tværs af selskaberne. Denne standardisering blev foretaget i forbindelse med vandsektorlovens ikrafttrædelse tilbage i 2010 på baggrund af POLKA. Hovedparten af selskabernes investeringstillæg består således af afskrivninger på historiske anlægsaktiver anskaffet før 2010 og værdifastsat via POLKA.

⁵ WACC er en forkortelse for weighted average cost of capital.

Der er tre potentielle udfordringer ved at anvende investeringstillægget på inputsiden, som relaterer sig til:

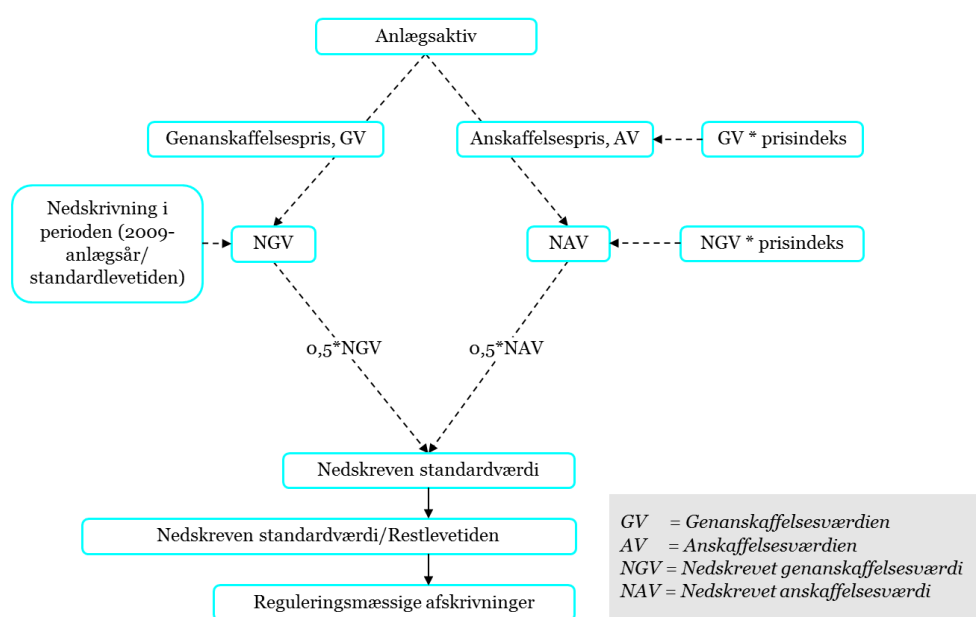
- 1) Fastsættelsen af anlægsaktivernes anskaffelsesår i POLKA
- 2) Anlægsaktiver med en kortere faktisk levetid end standardlevetiden
- 3) Anlægsaktiver med en længere faktisk levetid end standardlevetiden

Formålet med POLKA var, at fastsætte en åbningsbalance for vandselskaberne i forbindelse med vandsektorloven ikrafttrædelse i 2010, samt at fastsætte de reguleringsmæssige afskrivninger.

Udfordringerne var og er stadigvæk at selskaberne vanskeligt kan fremskaffe tilstrækkelig dokumentation for anskaffelsesprisen for deres anlægsaktiver. Derfor blev et aktivs værdi i åbningsbalancen fastsat som et gennemsnit af en beregnet anskaffelsespris samt en beregnet genanskaffelsespris. POLKA er konstrueret således, at et selskab får lavere afskrivninger for en ledning købt i 1960 sammenlignet med, hvis den samme ledning var købt i 2009. Dette skyldes, at der tages højde for prisudviklingen i perioden.

POLKA-værdien er fastsat med udgangspunkt i anskaffelses- og genanskaffelsesværdien (2009 POLKA-priser). Anskaffelsesprisen er udregnet som genanskaffelsesprisen divideret med et prisindeks. Herefter er afskrivninger fra anlægsåret og frem til 2009 fratrukket. På denne måde fås den nedskrevne anskaffelsesværdi og genanskaffelsesværdi og gennemsnittet af disse to danner den nedskrevne standardværdi. Til sidst divideres den nedskrevne standardværdi med restlevetiden for standardlevetiden for anlægsaktivet og heraf fremkommer de reguleringsmæssige afskrivninger, jf. Figur 1.5.

Figur 1.5 Illustration af fastsættelse af POLKA-værdien

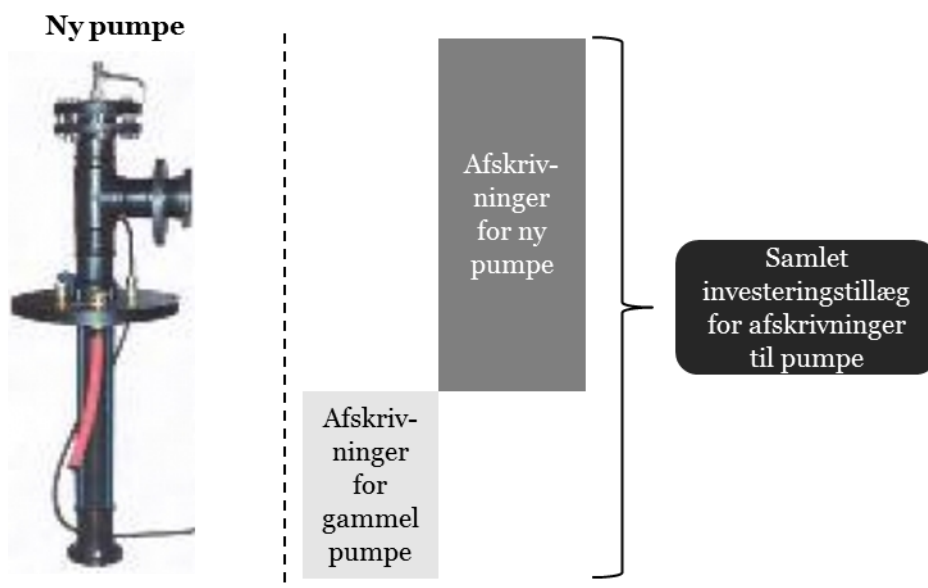


Kilde: Copenhagen Economics baseret på formler fra selskabernes POLKA-filer.

Ovenstående eksempel viser, at vurderingen af aktivets anlægsår har betydning for inputsiden. Branchen og særligt DANVA har fremført at vurderingen af aktivitets anlægsår bygger på et utilstrækkeligt vidensgrundlag. Derfor bliver det i afsnit 2.4 testet, hvorvidt selskaber med en relativt gammel aktivmasse har en generel tendens til at have relativt lave CAPEX-omkostninger (inputsiden) sammenlignet med selskabets beregnede CAPEX-netvolumen (outputsiden).

POLKA opererer med en fastsat standardlevetid for samtlige anlægsaktiver og den faktiske levetid for et givent anlægsaktiv vil i nogle tilfælde afvige herfra. Et tænkt eksempel er fx at en pumpe faktisk viser sig, at være kortere end de 15 år den er fastsat til i POLKA. Forsyningen vælger at udskifte den gamle pumpe med en ny pumpe, hvilket resulterer i, at de får tillæg både til de resterende afskrivninger for den gamle pumpe som er taget ud af brug og til den nye pumpe som de har købt i stedet for, jf. Figur 1.6.

Figur 1.6 Illustration af afskrivninger på pumpe

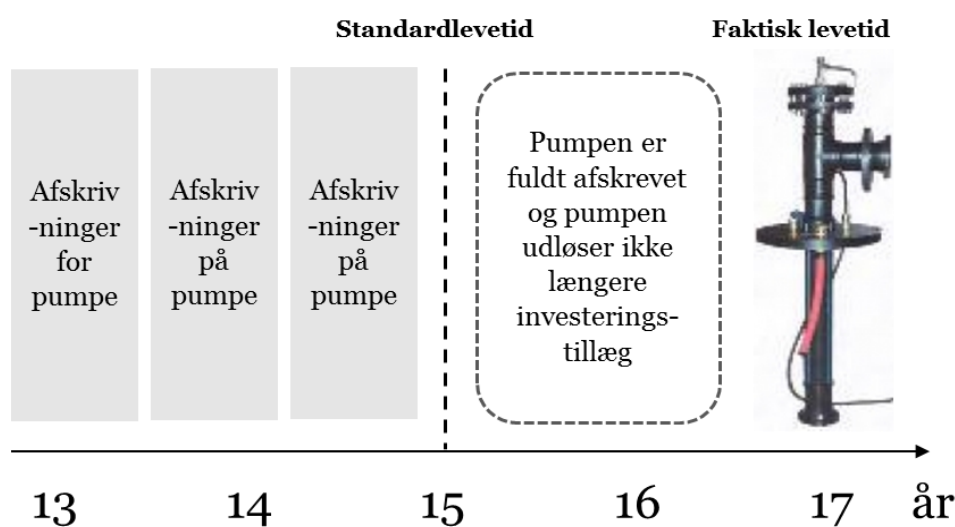


Kilde: Copenhagen Economics

I ovenstående eksempel vil forsyningen alt andet lige fremstå mindre effektiv i en TOTEX-model. I det tilfælde hvor den gamle pumpe er erstattet med en ny pumpe, udelukkende fordi den er mere effektiv og dermed er billigere at drifte, er det fair at denne "straffes" i TOTEX-modellen. Selskabet bliver således kun mere effektivt ved udskiftning, hvis besparelse på driftsomkostninger fra den nye pumpe opvejer ekstraomkostninger til udskiftning før aktivet ikke længere kan fungere. I det nuværende OPEX-regime er der incitament til at overinvestere for at se mere effektiv ud på driftssiden. Dette incitament fjernes når der fremover benchmarkes på de totale omkostninger, da en effektiv driftsside som følge af overinvestering modsvarer af ineffektivitet på anlægssiden.

Omvendt kan det forekomme, at en forsyning kan have anlægsaktiver som stadig er i brug selvom den har ”overskrevet” standardlevetiden i POLKA. I dette tilfælde vil forsyningen ikke længere få afskrivninger til pumpen, da den er fuldt afskrevet, jf. Figur 1.7.

Figur 1.7 Illustration af afskrivninger på pumpe



Kilde: Copenhagen Economics

I ovenstående eksempel vil forsyningen alt andet lige fremstå mere effektiv i en TOTEX-model. Dette er også rimeligt i de tilfælde hvor en lang faktisk levetid fx skyldes god vedligeholdelse og/eller at selskabet har afholdt sig fra ”kassetænkning”.

Samfundsmæssig forrentning af ressourcer

Når vandselskaberne investerer i langsigtede aktiver båndlægger de samfundsmæssige ressourcer som alternativt kunne være brugt til andre formål med et positivt afkast. Det har flere implikationer i forhold til en optimal benchmarking model. Således bør der i CAPEX omkostningerne indgå en sådan samfundsmæssig forrentning. Størrelsen af denne forrentningsfaktor afhænger af den reelle samfundsmæssige risiko, der er forbundet med investeringen. Som minimum bør den give samme forrentning som en hel risikofri investering som ejerne af investeringer alternativt kunne have foretaget (det er her ligegyldigt om ejerne er private eller offentlig). Hertil skal tillægges de særlige risici, der er tilknyttede investeringer i vandsektoren ud fra et samfundsmæssigt synspunkt.

Det er for eksempel relevant i det ovenstående eksempel, hvor man kan fortsætte med en gammel pumpe med lidt højere driftsomkostninger eller skifte den ud. Her er det vigtigt at indregne den ekstraomkostning, som selskabet og dermed også forbrugerne ultimativt får, fordi der skal foretages en fysisk investering, som indebærer at forbrugere/ejere får en ekstra finansieringsudgift.

Begrundelsen for, at inddrage et samfundsmæssigt afkastkrav er således principiel i forhold til at kunne lave en retvisende benchmarking af selskaberne. De investerede ressour-

cer kunne have været anvendt anderledes og der altid er en risiko forbundet med at investere, uanset om selskaberne er privat ejet eller ej. Internationalt og i andre dele af den danske forsyningssektorer er det da også almindeligt at inddrage et samfundsmæssigt afkastkrav i benchmarking og regulering.

I forbindelse med regulering af afkast til ejere af regulerede industrier bruges ofte udtrykket WACC dvs selskabets samlede vægtede omkostninger til kapitaltilførsel. I elsektoren i Danmark er der i øjeblikket et omfattende arbejde i gang med at fastlægge en reguleringsbaseret WACC. I rapporten fra Elreguleringsudvalget fastslås det at *"Niveauet for WACC'en skal give netvirksomhederne et rimeligt, systematisk risikojusteret afkast svarende til risikoen ved at drive en reguleret monopolvirksomhed ved effektiv drift. Niveauet bør herunder hverken give anledning til under- eller overinvesteringer i udviklingen og vedligeholdelsen af distributionsnettet"*⁶.

Selvom der både i konventionel WACC-regulering og i benchmarkmodeller således indgår forskellige former for forretningskrav, er formålet med de to øvelser imidlertid noget forskellige som det fremgår ovenfor. WACC-regulering bruges som instrument til at begrænse for høj indtjening. Samfundsökonomiske afkast krav i benchmarking inddrages ikke mindst som et middel til at undgå for høje investeringer i forhold til optimering af drift og løbende vedligehold af eksisterende anlæg mv.

Reguleringen af vandsektoren er kendetegnet ved, at der ikke indgår noget samfundsmæssigt afkastkrav endsige WACC-element. Der er heller ikke lagt op til at vandsektoren skal WACC reguleres i den nye vandsektorlov. For at modellerne kan bruges direkte i denne sammenhæng har vi derfor ikke ladet et afkastkrav indgå i vores primære modeller, men vi har i forbindelse med model udviklingen og følsomhedsanalyserne eksperimenteret med forskellige WACC værdier. Modellen kan selvsagt genberegnes med et samfundsökonomisk forrentningskrav, såfremt det bliver indbygget i en fremtidig reguleringsmodel. Det vil efter vores bedste overbevisning give den mest retvisende benchmarking. Det er derfor også betryggende at de foreslåede modeller, som vi senere skal identificere, faktisk er rimeligt robuste overfor WACC niveauet. Det er således vores klare forventning, at de modelstrukturer vi anbefaler også vil fungere udmærket med rimelige WACC niveauer.

Beregning af relativ effektivitet i vores beregninger kan også være påvirket af at nogle særligt mindre selskaber ikke fuldt ud inddrager alle omkostninger. Her tænkes særligt på at noget arbejde udføres frivilligt til ingen eller en løn under markedsvilkår. Det gør ikke driften reelt billigere end andre selskaber: alternativt kunne disse arbejdsressourcer være anvendt til f.eks. lønnet beskæftigelse.

Outputsiden

I modsætning til inputsiden er det ikke på forhånd fastlagt, hvilke variable der indgår på outputsiden. Udgangspunktet er, at data fra selskaberne aggregeres sammen i nogle mere overordnede kategorier, og herefter testes det i costdriveranalysen i kapitel 2, hvilke kombinationer af output variable, der forklarer omkostningsvariationen bedst.

⁶ Elreguleringsudvalget, 2014, s. 167).

Hovedideén bag konstruktionen af outputsiden er, at anvende en netvolumen tilgang ved at bruge 2009 POLKA-genanskaffelsespriser til at lave en sammenvægtning af selskabernes anlægsaktiver. Dette valg skyldes blandt andet, at der i opdraget til konsulenterne stod at hele eller dele af den eksisterende OPEX-model skal anvendes i TOTEX-modellen, sammenholdt med at analyser på data viste, at den nuværende OPEX-model er et godt udgangspunkt for en TOTEX-model. Endvidere skyldtes det, at denne tilgang basalt set blot er en avanceret udgave af at anvende ”rå” fysiske aktiver, som fx kilometer ledninger, antal pumper osv. Ved at bruge POLKA-genanskaffelsespriser til at sammenveje anlægsaktiverne tager man hensyn til at en kilometer ledning ”ikke blot” er en kilometer ledning, men kan have forskellige dimensioner samt være fremstillet i forskelligt materiale, hvilket gør den dyrere eller billigere sammenlignet med andre ledningstyper.

En forudsætning for, at udvikle TOTEX-modeller baseret på den overfor beskrevne netvolumen tilgang er konstruktionen af et CAPEX-netvolumen begreb. Overordnet er der på baggrund af TOTEX-dataindsamlingen 3 muligheder herfor:

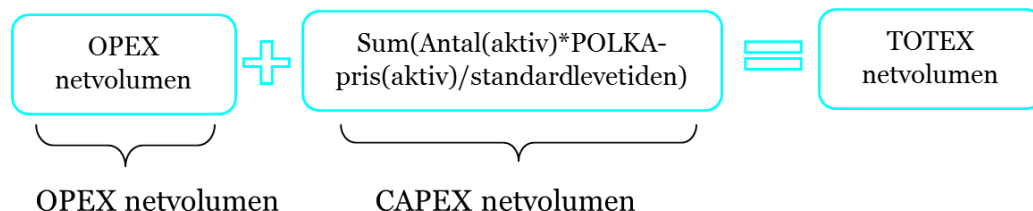
- 1) Finde et udtryk for den samlede værdi af selskabernes anlægsaktiver
 - $\text{CAPEX-netvolumen} = \text{Antal(aktiv)} * \text{POLKA-genanskaffelsespris(aktiv)}$
- 2) Finde et mål for de årlige afskrivninger
 - $\text{CAPEX-netvolumen årlig} = \text{Antal(aktiv)} * \text{POLKA-genanskaffelsespris(aktiv)} / \text{Standardlevetiden}$
- 3) Finde et mål for de årlige kapitalomkostninger
 - $\text{CAPEX-netvolumen årlig} + \text{forrentning} = \text{Antal(aktiv)} * \text{POLKA-genanskaffelsespris(aktiv)} / \text{Standardlevetiden} + 2\% * \text{af gennemsnitligt investerede kapital}^7$

Alle disse tilgange er anvendt og testet som en del af modeludviklingen. De foretrukne modeller bygger dog på tilgang 2. Tilgang 1 har den fordel at den giver et meget simpelt udtryk for den investerede kapital. Tilgang 2 tager hensyn til, at nogle aktiver har længere levetid end andre og bruger derfor et mål, som er tættere på et årligt kapitalforbrug. Tilgang 3 tager skridtet fuldt ud og tager også i betragtning, at den investerede kapital også skal forrentes. Man kan sige at Tilgang 3 er den begrebsmæssigt mest hensigtsmæssige, men givet at den nuværende vandregulering ikke inddrager samfundsmæssige afkastkrav er vi af praktiske grunde endt med at anbefale Tilgang 2. Det er i den forbindelse også vigtigt at bemærke at Tilgang 2 og Tilgang 3 statistisk fungerer temmelig ens.

Ideen bag outputsiden er, at konstruerer et TOTEX-netvolumen bestående af OPEX netvolumen plus CAPEX netvolumen, hvor CAPEX netvolumen bygger på Tilgang 2. Det anvendte OPEX netvolumen kommer fra Forsyningssekretariatets OPEX-benchmarkingmodel. Outputsiden er illustreret i figur 1.8.

⁷ Andre forrentningsniveauer kan vælges. Her illustreres blot beregningsmetoden.

Figur 1.8 Illustration af outputsiden



Kilde: Copenhagen Economics

Outputsiden afhænger dermed af datakvaliteten, som er gennemgået tidligere i kapitel 1 samt validiteten af POLKA-genanskaffelsespriserne. Den potentielle udfordring ved at anvende POLKA-genanskaffelsespriserne til at konstruere et CAPEX-netvolumen begreb er om det relative forhold mellem priserne er retvisende og ikke om niveauet er korrekt. På den baggrund giver det mening, at anvende priser fra 2009 til at konstruere et CAPEX-netvolumen for 2014. Ved at bruge 2009 priser antages det implicit, at det relative prisforhold imellem prisen på fx ledninger og pumper er det samme i 2009 som det var i 2014⁸.

1.7 Delkonklusion

Kapitlet har vist, at TOTEX-benchmarkingmodellerne bygger på et omfattende og robust datagrundlag. Dette skyldes kvaliteten af det indberettede data fra selskaberne samt den efterfølgende kvalitetssikring som Forsyningssekretariatet, Copenhagen Economics og professor Peter Bogetoft har foretaget.

Endvidere er der redegjort for hvordan driftsomkostningerne plus afskrivningerne danner inputsiden i modellen, mens OPEX-netvolumen og det konstruerede CAPEX-netvolumen på baggrund af selskabernes dataindberetning til Copenhagen Economics danner outputsiden i de efterfølgende modeller.

Yderligere har kapitlet påpeget de udfordringer der er ved at anvende det etablerede datagrundlag til at udvikle TOTEX-benchmarkingmodellerne. Disse udfordringer relaterer sig primært til anlægsaktivernes levetid samt alder og det er konsulentteamets vurdering at man fremadrettet bør se nærmere herpå.

Det næste kapitel vil derfor efterprøve, hvor godt dette datasæt er i praksis, til at forklarer TOTEX-omkostningsvariationen blandt selskaberne. Det datasæt som er etableret i kapitel 1 skal dermed opfattes som et bruttodatasæt.

Endeligt vil vi anbefale at man fremadrettet inddrager samfundsmæssige afkastkrav til investeringer i regulering og dermed også benchmarking således at selskaberne får en tilskyndelse til at undgå overinvesteringer.

⁸ Derfor bør man i fremtiden, fx i 2020 revurderer om det relative prisforhold mellem POLKA-priserne har ændret sig markant siden 2009. Denne problemstilling blev fremhævet af arbejdsgruppen på arbejdsgruppemødet den 13. nov. 2015.

Kapitel 2

2 Identifikation af costdrivere

Der er i kapitel 1 redegjort for, hvordan datagrundlaget for TOTEX-benchmarkingmodellerne er fremkommet. Dette datagrundlag skal opfattes som et bruttodatasæt, og det skal nu undersøges, hvilke data der bedst beskriver omkostningsvariationen.

Formålet med dette kapitel er at identificere de bedste TOTEX-costdrivere for henholdsvis drikke- og spildevandsselskaberne.

Dette kapitel viser hvordan TOTEX-costdriverne udvælges ud fra både begrebsmæssige (2.1), pragmatiske (2.2) og statistiske forhold (2.3). Som en del af de statistiske tests, indgår særlige tests for rammevilkår (2.4) samt resultater af gentagne søgninger af costdrivere til modellerne (2.5).

Der findes ingen klar definition af hvilke costdrivere, der bør indgå i en model. En costdriver er et forhold, som har betydning for omkostningerne, og modellen bør grundlæggende specificeres under hensyntagen til begrebsmæssige, pragmatiske og statistiske forhold.

2.1 Begrebsmæssig tilgang til costdriver-identifikationen

Begrebsmæssigt søger vi et sæt costdrivere, som ingeniørmæssigt vides at hænge sammen med omkostningerne. Der kan være tale om forhold ved produktionsprocessen, ved rammebetingelserne eller ved den service, som ydes. Vi søger også costdrivere, som er veldefinerede, målbare og lette at fortolke. Endelig søger vi costdrivere, som er dækkende for selskabernes aktiviteter og rammebetingelser, og som giver mening for branchen. Til brug for identifikationen af relevante costdrivere har der blandt andet været afholdt workshops og efterfølgende arbejdsgruppemøder.

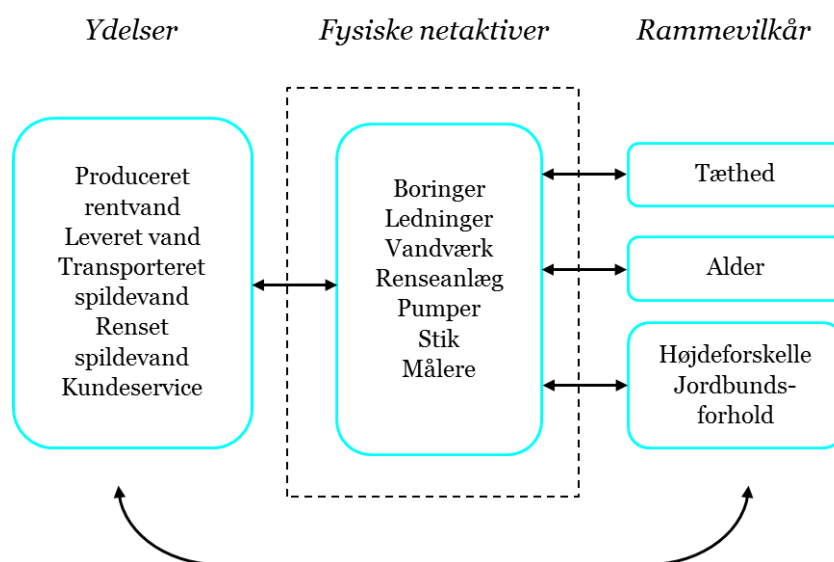
Begrebsmæssigt kan man naturligvis diskutere, om det er fornuftigt at anvende costdrivere, som er endogene, det vil sige som selskaberne selv er herrer over. Ideelt set måler en benchmarkingmodel på de ydelser, som brugerne modtager, og brugerne er som sådan ikke interesseret i, om der fx er anvendt den ene eller den anden pumpetype. Den ”idelle” benchmarkingmodel skal måle på de ydelser som kunden modtager og kontrollere for de rammevilkår som selskaberne er underlagt.

CAPEX-netvolumen (og i nogen grad OPEX-netvolumen) baserer sig overvejende på de anskaffede aktiver. Det betyder, at der ikke tages stilling til, om disse aktiver reelt er nødvendige, eller om de bidrager til brugernes værdi af selskabets ydelser. Når vi alligevel vil anvende disse costdrivere, skyldes det for det første, at det på kort sigt er vanskeligt at udvikle og kvantificere gode mål for det serviceniveau, borgerne opnår. Desuden, og endnu vigtigere, er det vanskeligt at korrigere på de særlige geografiske og miljømæssige omstændigheder, som hvert selskab skal tilpasse sig. De faktisk anskaffede aktiver kan dog bruges som indikatorer for rammevilkårene, som umiddelbart er tilstede. De faktiske ak-

tiver er anskaffet for at løse de konkrete udfordringer under de konkrete rammebetingelser, som selskaberne opererer under, og vi antager at de ikke er ikke anskaffet for at manipulere reguleringen ("play the regulation").

Vandsektorens ydelser består primært i, at levere rent vand, samt opsamle og rense spildevand fra forbrugerne. Nogle af de rammevilkår som selskaberne er underlagt er kundetæthed, anlægsaktivernes alder, højdeforskelle samt jordbundsforhold. For at kunne levere ydelserne til borgerne har vandselskaberne investeret i en række netaktiver, såsom borer, ledninger og pumper givet de rammebetingelser som selskaberne er underlagt jf. Figur 2.1.

Figur 2.1 Illustration af begrebsmæssig tilgang til benchmarking



Kilde: Copenhagen Economics

Udfordringen ved den begrebsmæssige tilgang som er illustreret i ovenstående figur er, at vi anvender fysiske netaktiver som proxier for både ydelser og rammevilkår, i stedet for at måle direkte på disse. Resultatet er benchmarkingmodeller hvor investeringen i fysiske netaktiver belønnes fremfor "smartere" løsninger med større værdi for kunderne der ikke fører til en udvidelse af de fysiske netaktiver.

I mange internationale studier bruges enkelte indikatorer, som fx antal kilometer ledning og antallet af pumper som costdrivere. I benchmarkingmodellerne på driftsomkostningerne for den danske vandsektor er der beregnet omkostningsækvivalenter for hver enkelt costdriver og herudfra konstrueret et samlet netvolumenmål. Tilsvarende giver POLKA mulighed for at lave mere raffinerede costdrivere af aktiverne end en simpel (uvægtet) sammentælling af fx km ledning eller antal husstandspumper. Dette er naturligvis udnyttet i analysen. Et godt udgangspunkt for analyserne er derfor i første omgang at se på de netvolumener, der er knyttet til OPEX og CAPEX. Vi kan så senere forsøge at splitte disse

op og dermed tage hensyn til, at bidragene for de enkelte costdrivere til netvolumen ikke nødvendigvis er korrekt kalibreret, således at en simpel sammenlægning af netvolumenerne ikke er retvisende. Endelig kan vi afslutningsvis kontrollere, om inddragelse af specifikke variable, som de kendes fra internationale studier, skal inddrages.

På investeringssiden er det vigtigt at forstå, at det konstruerede netvolumenbegreb (CAPEX-netvolumen) opgøres til POLKA værdier. Vi har valgt denne tilgang, fordi vi ikke anser det for muligt indenfor projektets rammer at indsamle detaljerede oplysninger om de faktiske investeringsomkostninger fra før 2010. Tilgangen betyder samtidig, at det administrative ekstraarbejde forbundet med overgangen fra en ren OPEX benchmarking til en TOTEX benchmarking vil være meget begrænset.

Lad os afslutningsvis bemærke, at brugen af netvolumener er en mere generel og en mere raffineret tilgang til modelbygningen end brugen af simple ikke vægtede sammentællinger af fysiske aktiver. Vi udnytter den viden der findes i POLKA kataloget til at vægte aktiver, som tilhører samme kategori, men som klart har forskellige kapaciteter og omkostninger. De anvendte vægte er naturligvis ikke helt præcise, men de er efter alt at dømme mere retvisende end at sætte alle vægte til 1. I forbindelse med følsomhedsanalyserne kan vi samtidigt undersøge, hvad der sker hvis disse vægte tillades at variere. Analyserne med et stort antal cost drivere og forsigtige vægtrestriktioner, jf nedenfor, bekræfter, at resultaterne ikke er afhængige af den helt præcise vægtning, som POLKA kataloget foreskriver.

2.2 Pragmatisk tilgang til costdriver-identifikation

Den pragmatiske tilgang tilsiger at valget af costdrivere tager udgangspunkt i datatilgængeligheden. Som det fremgår af kapitel 1, er det lykkedes at etablere et omfattende og solidt datagrundlag. Der er dog en række datamæssige udfordringer som vil blive skitseret nedenfor. For drikke- og spildevandsselskaberne knytter disse udfordringer sig primært til investeringerne, idet disse ikke tidligere har været inddraget i en costdriveranalyse⁹.

I søgningen efter costdrivere er der behov for, at vide hvilke aktiviteter der udløser et investeringsbehov for selskaberne. Aktiviteter, som knytter sig til den almindelige serviceproduktion er ikke et problem i det omfang denne service kan approksimeres via de anskaffede aktiver. Der er imidlertid også aktiviteter, som selskaberne i et vist omfang er blevet pålagt udefra og dermed ikke har reel indflydelse på, og som samtidigt kan give anledning til ekstra omkostninger uden at det modsvares af flere fysiske aktiver. Særlige udfordringer knytter sig i den forbindelse til:

- 1) Infrastrukturlægninger som udspringer af gæsteprincippet
- 2) Investeringer knyttet til opfyldelsen af miljø- og servicemål (MOGS)
- 3) Investeringsefterslæb
- 4) Serviceselskaber

⁹ Samt i en benchmarkingmodel.

Infrastrukturomlægninger som udspringer af gæsteprincippet

Udgifterne til infrastrukturomlægninger udspringer af selskabernes forpligtelser til at flytte ledninger og afholde udgiften hertil som konsekvens af "gæsteprincippet". Gæsteprincippet gælder, når en ledning er anbragt på et offentlig eller privatejet areal. I de tilfælde hvor selskabet ikke har betalt erstatning eller besidder en tingslyst deklARATION betragtes ledningen som "gæst", og ejeren¹⁰ af jorden kan til enhver tid bede om at få ledningen flyttet (HMN, 2012). I de tilfælde hvor "gæsteprincippet" gælder, har selskaberne ikke nogen reel indflydelse på hvornår og i hvilket omfang, de vil have udgifter i forbindelse med infrastrukturomlægninger. Disse udgifter opstår fx i forbindelse med metrobyggeriet i København eller Silkeborgmotorvejen, og forventes dermed at være en markant udgiftspost for en gruppe af selskaber.

I forbindelse med TOTEX-dataindsamlingen er selskaberne blevet spurgt i hvor høj grad, deres investeringsomkostninger har været påvirket af infrastrukturomlægninger de senere år. Dette vil indgå i efteranalyserne for at sikre, at modellerne er robuste overfor disse forhold. Endvidere bør det fremhæves, at i de tilfælde, hvor de ovenfor nævnte forhold fører til ekstrainvesteringer i fysiske aktiver, bliver tilgodeset i TOTEX-benchmarkingmodellerne i form af højere netvolumener, når selskaber indberetter disse aktiver.

Investeringer knyttet til opfyldelsen af Miljø og Servicemål (MOGS)

MOGS er et andet eksempel på investeringsomkostninger, som selskaberne ikke har fuld kontrol over. I en benchmarking sammenhæng ligger udfordringen i, hvorvidt MOGS medfører øgede anlægsinvesteringer til fx et ekstra regnvandsbassin eller etablering af en ny boring samt om regnvandsbassinet eller boringen bliver dyrere, end den ellers ville have været. Det første tilfælde vil implicit blive tilgodeset i en benchmarkingmodel, idet det resulterer i et ekstra fysisk anlæg og dermed et øget netvolumen, hvorimod fordyrelsen vil blive opfattet som ineffektivitet. Igen bør det fremhæves, at i de tilfælde hvor de ovenfor nævnte forhold fører til ekstrainvesteringer i fysiske aktiver så bliver det automatisk tilgodeset i TOTEX-benchmarkingmodellerne¹¹.

Investeringsefterslæb

En del af selskaberne havde oparbejdet et investeringsefterslæb bl.a. som følge af kommunale beslutninger gående forud for selskabsudskillelsen og vandsektorlovens ikrafttrædelse i 2010.

Det kan fx betyde, at selskaberne bliver nødt til at udskifte aktiver "før tid", og at de foretagne reinvesteringer ikke medfører udvidelse af de fysiske netaktiver. Der vil således i forbindelse med en sådan udskiftning kunne konstateres højere omkostninger til afskrivninger som følge af historisk lav indsats på vedligehold.

Det forhold, at nogle selskaber har ældre anlæg end andre grundet et investeringsefterslæb, tages der særskilt hensyn til i modellerne. Dette gøres ved en regressionsanalyse af aldersvariable efter samme fremgangsmåde som Forsyningssekretariatet. Analysen beskrives nærmere i afsnit 2.4 og viser, at det ikke er strengt nødvendigt ud fra en statistisk betragtning at indarbejde et alderskorrigeret CAPEX-netvolumenmål i TOTEX-modellen.

¹⁰ Skyldes flytningen andre ledningsejere - fx ny fjernvarmeledning - er omkostningerne blevet betalt af fjernvarmeselskabet.

¹¹ Dette medfører endvidere, at TOTEX-benchmarkingmodellerne tilgodeser selskaber som har ledninger i sommerhusområder, idet de på CAPEX-siden for netvolumen for at eje disse ledninger uanset, hvor stor en del af året de er i drift.

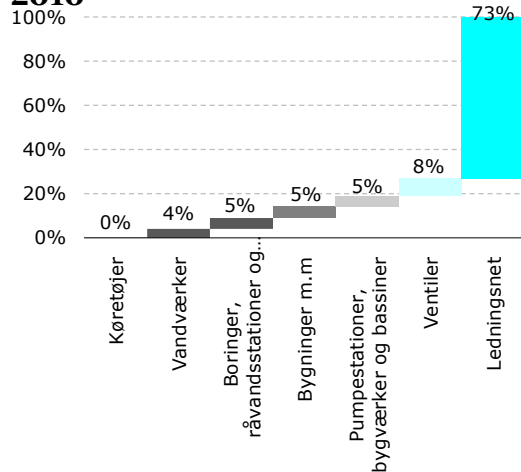
Dataudfordring

Ud fra det nuværende data er det kun muligt at opdele de reguleringsmæssigt fastsatte historiske investeringsomkostninger på aktivtyper på baggrund af POLKA-værdien, jf. Figur 2.2. Ulempen ved dette er, at man ikke kan udskille eksterne forhold som selskaberne ikke har nogen reel indflydelse på fx miljø- og servicemål, investeringsefterslæb og infrastrukturomlægninger. Konkret kan man blot observere, at et selskab fx har ekstra investeringsomkostninger til ledningsnet, men ikke i hvor høj grad dette skyldes infrastrukturomlægninger, investeringsefterslæb eller ineffektivitet. Ideelt set bør man kunne opgøre investeringsomkostningerne både hvor de er opdelt på aktivtype og hvor de er opdelt efter aktivitet. Det er præcist de samme omkostningerne blot opgjort på to forskellige måder, jf. Figur 2.2.

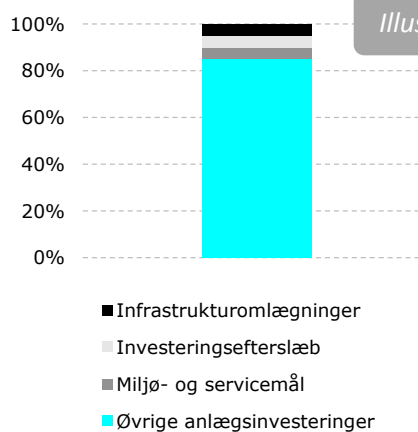
Figur 2.2 Anlægsinvesteringer fordelt efter aktivtype vs aktivitet

Drikkevand POLKA-værdi

2010



Drikkevand - aktivitet

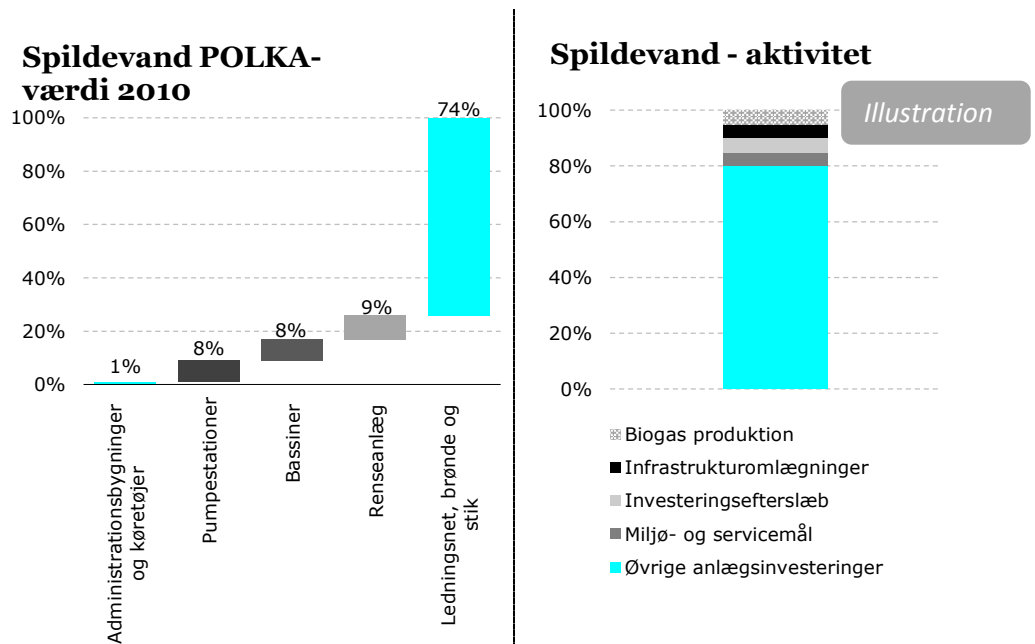


Note: Figuren i højre side er et illustrativt eksempel – de faktiske tal kendes ikke

Kilde: Copenhagen Economics baseret på data fra Forsyningssekretariatet

På spildevandsområdet er der yderligere en problemstilling med, at identificere de investeringsomkostningerne som er forbundet med produktionen af biogas, jf. Figur 2.3. Data fra Forsyningssekretariatet viser at 44 ud af de 110 spildevandsselskaber producerer biogas i større eller mindre omfang. Derfor kan der argumenteres for, at investeringsomkostningen forbundet med biogas anlæg skal medtages i modellen, da selskaberne selv kan vælge om de vil forbruge eller sælge den el som produceres fra biogas. På denne måde vil selskaberne have et incitament til at producere biogas effektivt.

Figur 2.3 Anlægsinvesteringer fordelt efter aktivtype vs aktivitet for spildevandsselskaberne



Note: Figuren i højre side er et illustrativt eksempel – de faktiske tal kendes ikke

Kilde: Copenhagen Economics baseret på data fra Forsyningssekretariatet

Serviceselskaber

Endvidere er der for en særsigt udfordring ifht. serviceselskaber. Siden vandsektorlovens vedtagelse i 2010 har der været en tendens mod, at selskaberne er gået sammen i et serviceselskab. Sammenlægningen består i at medarbejderne typisk overflyttes til det nye selskab¹², mens ejerskabet over de fysiske anlægsaktiver fortsat ligger i separate vandselskaber, med hver sit forsyningsområde. I denne konstruktion er vandselskabet nemlig stadig en selvstændig reguleret enhed i forhold til prisloftreguleringen¹³.

Dette medfører en kompleks selskabsstruktur og giver udfordringer i forhold til hvordan den samme aktivitet behandles på tværs af selskaber. Enten kan omkostninger til personale, eksterne omkostninger, overhead og afskrivninger således blive afholdt i serviceselskabet eller de enkelte forsyningselskaber. Hvilken tilgang der vælges har afgørende betydning for den reguleringsmæssige behandling. Det skal dog fremhæves, at i ovenstående eksempel vil selskabet alt andet lige have lavere afskrivninger, men tilsvarende højere driftsomkostninger. I en TOTEX-benchmarkingmodel opvejes disse to effekter af hinanden. Denne udfordring vil dermed i princippet blive løst ved overgangen til en TOTEX-model. Der er dog stadig behov for at teste om det er tilfældet i praksis.

¹² En af hovedårsagerne til dette er for at skabe bedre rekrutteringsmuligheder ved at tilbyde en mere differentieret arbejdsplads (Deloitte, 2013).

¹³ (Deloitte, 2013).

Håndtering

Det er vigtigt, at fremhæve at ingen af disse problemstillinger, påvirker resultaterne i den efterfølgende analyse. Dette skyldes, at de er adresseret i dataindsamlingen, samt at der i den efterfølgende analyse udføres en række test af, at de ikke påvirker TOTEX-benchmarkingens resultater (jf. afsnit 3.9). Dette betyder dog ikke, at et enkelt selskabs potentiale ikke kan være påvirket af særlige forhold¹⁴, blot at der ikke er en systematisk over- eller undervurdering af selskabernes potentiale på baggrund af disse problemstillinger.

I forbindelse med TOTEX-dataindsamlingen er selskaberne blevet spurgt hvorvidt de er en del af et serviceselskab eller ej, samt i hvor høj grad deres investeringsomkostninger har været påvirket af infrastrukturomlægninger de senere år. Dette data indgår ligeledes i efteranalyserne og resultaterne viser, at modellen er robust overfor disse forhold.

2.3 Statistisk tilgang til costdriver-identifikation

I den statistiske tilgang undersøges først samvariationen mellem omkostningerne og costdriverne såvel som sammenhængen mellem costdriverne indbydes. Samvariationen med omkostningerne er umiddelbart relevant, fordi opgaven grundlæggende består i, at forklare så stor en del af variationen i omkostningerne. Korrelationen mellem variablene er dog også vigtig, når vi begynder at opstille modeller. Det skyldes, at når en costdriver er højt korreleret med en anden, kan den første costdriver i princippet erstatte den anden. Dvs. statistisk set kan vi godt udeladende en relevant costdriver, simpelthen fordi dens effekt fanges af samvariationen med andre costdrivere. Rent begrebsmæssigt vil det dog give en model, som er vanskeligere at fortolke.

Den statistiske tilgang til costdriveranalysen er foretaget i følgende 3 steps:

- 1) Særlige test for rammevilkår
- 2) Gentagne søgninger efter variable til modellen
- 3) Test af alternative variable

Resultaterne af hvert af disse steps vil blive gennemgået i de efterfølgende afsnit.

2.4 Særlige tests for rammevilkår

Vandsektoren er underlagt flere forskellige rammebetingelser jf. Figur 2.1. I dette afsnit fokuseres der på betydningen af alder og tæthed. Anlægsaktivernes alder og infrastrukturrelle tæthed forventes ofte at kan således påvirke nogle selskabers omkostningsniveau. I Forsyningssekretariatets OPEX-benchmarkingmodel inddrages derfor også både alders- og tæthedskorrigerede OPEX netvolumenmål¹⁵.

I forhold til CAPEX netvolumenet¹⁶ kan man tilsvarende tænke sig, at alder og tæthed spiller en rolle. Alderen kan fx spille en rolle for investeringsomkostningerne, hvis priserne på aktiverne har ændret sig over tid. Tæthed kan spille en rolle fordi investerings-

¹⁴ Derfor tager Forsyningssekretariatet også hensyn til en række særlige forhold for selskaberne i krav udmøntningen.

¹⁵ En alternativ tilgang til denne er, at inddrage disse forklarende faktorer i efteranalyser og senere foretage korrektioner.

¹⁶ Dvs. for investeringsomkostningerne.

projekter jo typisk aktiverer en del af det arbejde, der er forbundet med installation af aktiverne, og denne installation forventes at være dyrere i fx tæt bebyggelse. Det er derfor interessant indledningsvist at undersøge, om dette er tilfældet.

Hvis det er således, at ældre net har systematisk lavere (eller højere) CAPEX¹⁷, så bør der være en sammenhæng mellem CAPEX per netvolumen og aldersvariablene. For at teste om dette er tilfældet opstilles der for drikkevandsselskaberne følgende model:

$$\text{CAPEX/CAPEX-netvolumen} = B_0 + B_1 \text{Alder}_{\text{boring}} + B_2 \text{Alder}_{\text{vandværk}} + B_3 \text{Alder}_{\text{vandværk}} + B_4 \text{Alder}_{\text{ledning}} + B_5 \text{Alder}_{\text{boring}} + B_6 \text{Alder}_{\text{stik}} + \text{Fejllid}$$

Det bemærkes, at der er anvendt samme fremgangsmåde samt aldersdata som Forsyningsekretariatet anvender til at teste for alder i OPEX-modellen. Det ses at ingen af aldersvariablene er signifikante, da de tilhørende p-værdier er større end 0,05, jf. Tabel 2.1. Resultaterne i tabellen viser, at der statistisk set ikke er behov for en alderskorrigeret CAPEX-netvolumen i modellen for drikkevandsselskaberne.

Tabel 2.1 Regression af CAPEX per netvolumen på aldersvariable for drikkevandsselskaberne

Koefficient	B-værdi	P-værdi
Konstant	2,904e-2*	0,0485
Alder: boring	-7,606e-0,5	0,8129
Alder: vandværk	6,187e-6	0,9838
Alder: ledning	4,669e-5	0,9405
Alder: stik	-2,142e-4	0,5750
Alder: tryk	2,649e-4	0,3292
Multipel R2	0,01712	
Justeret R2	-0,04589	

Alle aldersvariablene er meget insignifikante, da p-værdierne er væsentligt større end 0,05.

Note: Bemærk, *, ** og *** indikerer signifikansniveau på henholdsvis 0,05, 0,01 og 0,001. Data er opdateret 25092015. Antal observationer: 106. Statistisk signifikans betyder, at det fundne resultat sandsynligvis er sandt. En p-værdi på 0,05 betyder, at det fundne resultat med 95% sandsynlighed er sandt (dvs. ikke påvirket af tilfældigheder). Tilsvarende betyder en p-værdi på 0,001 at det fundne resultatet med 99,9% sandsynlighed er sandt. Endvidere bemærkes det, at den justerede forklaringsgrad er negativ, hvilket skal fortolkes som, at aldersvariablene ikke tilføjer værdi til forklaringen af variationen af CAPEX/CAPEX-netvolumensvarende til hvad der kunne forventes ved at tilføje ekstra variable. Dette er ikke overraskende, da alle aldersvariablene er meget insignifikante.

Kilde: Copenhagen Economics pba. Ibensoft-Sumicsid

Der kan dog være behov for en alderskorrektur for spildevandsselskaberne. For at teste om det er tilfældet opstilles en tilsvarende model¹⁸:

$$\text{CAPEX/CAPEX-netvolumen} = B_0 + B_1 \text{Alder}_{\text{rensingsanlæg}} + B_2 \text{Alder}_{\text{ledninger}} + B_3 \text{Alder}_{\text{pumper}} + B_4 \text{Alder}_{\text{basiner}} + B_5 \text{Fejllid}$$

¹⁷ Med CAPEX menes her de reguleringsmæssige afskrivninger.

¹⁸ Fejllidet opfanger den del af variationen mellem CAPEX/CAPEX-netvolumen som ikke forklares af aldersvariablene.

Regressionsanalysen tyder på, at alderen på pumper kan have en betydning for CAPEX (inputsiden), da aldersvariablen for pumper er signifikant, da dens p-værdi er mindre end 0,05, jf. Tabel 2.2. Dog er koefficienten negativ og meget lille (ca. -0,0008). Det vil sige, at selskaber med meget gamle pumper umiddelbart har lavere CAPEX til deres pumper i forhold til selskaber med yngre pumper.

Tabel 2.2 Regression af CAPEX per netvolumen på aldersvariable for spildevandsselskaberne

Koefficient	B-værdi	P-værdi
Konstant	5,096e-02	0,00035 ***
Alder: rensningsanlæg	-3,262e-04	0,30421
Alder: ledninger	-1,670e-04	0,50481
Alder: pumper	-8,232e-04	0,00420 **
Alder: bassiner	4,966e-06	0,98456
Multipel R ²	0,1307	
Justeret R ²	0,0843	

Alderen på pumper er signifikant, da p-værdierne er mindre end 0,05. Dog er koefficienten meget lille (-0,0008). Yderligere er forklaringsgraden samlet set også begrænset, den justerede forklaringsgrad er kun 8%.

Note: Bemærk, *, ** og *** indikerer signifikansniveau på henholdsvis 0,05, 0,01 og 0,001. Statistisk signifikans betyder, at det fundne resultat sandsynligvis er sandt. En p-værdi på 0,05 betyder, at det fundne resultat med 95% sandsynlighed er sandt (dvs. ikke påvirket af tilfældigheder). Tilsvarende betyder en p-værdi på 0,001 at det fundne resultatet med 99,9% sandsynlighed er sandt. Data er opdateret 25/09/2015. Antal observationer: 94.

Kilde: Copenhagen Economics

Samlet vurderes det, at der ikke er behov for, at konstruerer en alderskorrigeret CAPEX-netvolumen, da resultatet indikerer, at alderen på pumper har en minimal betydning. Yderligere er forklaringsgraden også samlet set meget begrænset (den justerede forklaringsgrad er 8%).

Ovenfor er det vist, at selskaber med en forholdsvis lav alder for deres anlægsaktiver ikke har en generel tendens til at have relativt lave CAPEX-omkostninger sammenlignet med selskabets beregnede CAPEX-netvolumen. Dette gælder for både drikkevand- og spildevandsselskaberne og er i sig selv interessant, da vi ved, at selskaber med ældre aktiver har fået lavere afskrivninger end selskaber med yngre anlægsaktiver for de historiske anlægsaktiver før 2010, jf. afsnit 1.6.

Det betyder dog ikke, at fronten i TOTEX-benchmarkingmodellerne ikke kan blive domineret af selskaber med forholdsvis gamle aktiver, men blot at det kan være en fordel at have gamle aktiver, men ikke altafgørende for om selskabet kommer ud som effektivt i benchmarkingmodellen.

En anden komplicerede faktor som ofte fremhæves ifm. netværksmodeller er tætheden. Før det testes om der er behov for en tæthedskorrektion på CAPEX siden for drikkevands-selskaberne opstilles to tæthedsmål¹⁹:

$$\begin{aligned} \text{Tæthed:ledning} &= \text{CAPEX-netvolumen stik} / \text{CAPEX-netvolumen rentvandsledning} \\ \text{Tæthed:kunder} &= \text{CAPEX-netvolumen kunder} / \text{CAPEX-netvolumen} \end{aligned}$$

Disse tæthedsmål fanger i princippet den ekstra betydning af tæthed som der ikke allerede er taget højde for. Grunden til at vi har valgt CAPEX-netvolumen for stik og rentvandsledninger, i stedet for antal stik ifht. kilometer rentvandsledning, er fordi disse tager hensyn til at der er forskel på typen af stik samt ledningsdimensionerne og materiale type. Dette tages der implicit hensyn til ved at bruge CAPEX-netvolumen elementerne, der er fremkommet ved at gange POLKA-genanskaffelsespriserne på de enkelte aktiver. Endvidere indgår der allerede et tæthedsэлемент i CAPEX-netvolumen for stik og rentvandsledninger idet POLKA-genanskaffelsespriserne er forskellige alt efter zoneplaceringen af aktiverne.

For at teste betydningen af tæthed opstilles først følgende regressionsmodel:

$$\text{CAPEX/CAPEX-netvolumen} = B_0 + B_1 \text{Tæthed:ledning} + B_2 \text{Tæthed:kunder} + \text{Fejllid}$$

Når vi regresserer CAPEX/CAPEX-netvolumen mod de ovenstående tæthedsvariable, finder vi, at ledningstæthed er den mest signifikante. Vi ser altså at CAPEX muligvis er højere per netvolumen i de netværk, hvor ledningstætheden er høj. Vi fjerner hermed den mindre signifikante kundetæthed²⁰ og får en regression som kan bruges til at definere et tæthedskorrigeret CAPEX-netvolumen. Regressionsmodellen som herefter testes er således:

$$\text{CAPEX/CAPEX-netvolumen} = B_0 + B_1 \text{Tæthed:ledning} + \text{Fejllid}$$

Resultaterne af regressionsanalysen viser, at B_0 er 0,02166 og B_1 er 0,00386 samt at de begge er signifikante (p -værdien er mindre end 0,05), jf. Tabel 2.3.

¹⁹ Der er blevet testet flere forskellige tæthedsmål, her er blot vist de som fungerede bedst.

²⁰ Dette skyldes, at p -værdien for ledningstæthed var lavere end for kundetæthed. Statistisk set er ledningstætheden derfor en bedre variabel for tæthed end kundetætheden. P -værdien for kundetæthed var 0,0453 og variabelen var dermed kun lige akkurat signifikant på et 5% niveau, ledningstætheden er derimod signifikant på 0,1% niveau. En p -værdi på 0,05 betyder, at det fundne resultat med 95% sandsynlighed er sandt (dvs. ikke påvirket af tilfældigheder). Tilsvarende betyder en p -værdi på 0,001 at det fundne resultatet med 99,9% sandsynlighed er sandt.

Tabel 2.3 Regression af CAPEX per netvolumen på ledningstæthed for drikkevandsselskaberne

Koefficient	Estimat	P-værdi
Konstant	2,166e-2***	<2e-16
Tæthed: Ledning	3,860e-3***	<2e-16
Multipel R2	0,9540	
Tilpasset R2	0,9535	

Tæthedsvariablen er meget signifikant, da p-værdien er væsentligt mindre end 0,05.

Note: Bemærk, *, ** og *** indikerer signifikans på henholdsvis 0,05, 0,01 og 0,001. Statistisk signifikans betyder, at det fundne resultat sandsynligvis er sandt. En p-værdi på 0,05 betyder, at det fundne resultat med 95% sandsynlighed er sandt (dvs. ikke påvirket af tilfældigheder). Tilsvarende betyder en p-værdi på 0,001 at det fundne resultatet med 99,9% sandsynlighed er sandt.

Kilde: Copenhagen Economics baseret på Sumicsid-Ibensoft

Intuitionen bag modellens resultat er, at forholdet imellem omkostninger og netvolumen stiger med 0,00386 når CAPEX-netvolumen fra stik per rentvandsledning stiger med 1. Dette forhold udignes ved at foretage en tæthedskorrektion i benchmarkingmodellen.

Til brug for de videre analyser defineres derfor en tæthedskorrigeret CAPEX-netvolumen for drikkevandsselskaberne som:

$$\text{CAPEX tæthedskorrigeret netvolumen} = (0,02166 + 0,00386 * \text{tæthed:ledning}) * \text{CAPEX netvolumen}$$

Tilsvarende bør det testes om der er behov for en tæthedskorrektion for spildevandsselskaberne. Før det testes om der er behov for en tæthedskorrektion opstilles to tæthedsmål for spildevandsselskaberne²¹:

$$\begin{aligned} \text{Tæthed:ledning} &= \text{Målere pr. km. spildevandsledning} \\ \text{Tæthed:kunder} &= \text{Netvolumen CAPEX Kunder/Netvolumen CAPEX} \end{aligned}$$

Regresseres CAPEX per netvolumen mod disse tæthedvariable findes den bedste variabel at være kundetætheden. Vi ser altså, at CAPEX muligvis er højere per netvolumen i de netværk, hvor kundetætheden er høj. Når vi regresserer CAPEX/CAPEX-netvolumen får vi en regression som kan bruges til at definere et tæthedskorrigeret CAPEX-netvolumen.

Regressionsmodellen som herefter testes er således:

$$\text{CAPEX/CAPEX-netvolumen} = B_0 + B_1 \text{Tæthed:kunder} + B_2 \text{Fejlled}$$

Resultaterne af regressionsanalysen viser, at B0 er 0,019371 og B1 er 5,527881 samt at de begge er signifikante, jf. Tabel 2.4.

²¹ Der er blevet testet flere forskellige tæthedsmål, her er blot vist de som fungerede bedst.

Tabel 2.4 Regression af CAPEX per netvolumen på kundetætheden for spildevandsselskaberne

Variabel	B-værdi	P-værdi	
B0:Konstant	0,019371	2,70e-12 ***	Tæthedsvariablen er meget signifikant. Endvidere er koefficienten stor (b-værdi>5). Dog er den justerede forklaringsgrad lav kun 0,23, dvs. kundetæthed kun forklarer 23% af variationen mellem CAPEX/CAPEX-netvolumen.
B1:Tæthed: Kunder	5,527881	4,21e-07 ***	
Multipel R ²	0,244		
Justeret R ²	0,2358		

Note: Bemærk, *, ** og *** indikerer signifikansniveau på henholdsvis 0,05, 0,01 og 0,001. Data er opdateret 25/09/2015. Antal observationer: 106. Statistisk signifikans betyder, at det fundne resultat sandsynligvis er sandt. En p-værdi på 0,05 betyder, at det fundne resultat med 95% sandsynlighed er sandt (dvs. ikke påvirket af tilfældigheder). Tilsvarende betyder en p-værdi på 0,001 at det fundne resultatet med 99,9% sandsynlighed er sandt.

Kilde: Copenhagen Economics pba. Sumiscid-Ibensoft

Intuitionen bag modellens resultat er, at forholdet imellem omkostninger og netvolumen stiger med 5,527881 når CAPEX-netvolumen kunder/CAPEX-netvolumen stiger med 1. Dette forhold udlignes ved at foretage en tæthedskorrektion i benchmarkingmodellen for spildevandsselskaberne. Til brug for de videre analyser defineres derfor en tæthedskorrigeret CAPEX-netvolumen for spildevandsselskaberne som:

$$\text{CAPEX tæthedskorrigeret netvolumen} = (0,019371 + 5,527881 * \text{tæthed:kunder}) * \text{CAPEX-netvolumen}$$

En nærmere analyse af hvilke selskaber, der har hvilke tæthedsværdier tyder på, at det fundne tæthedsmål korrigerer for, at selskaber i mindre befolkede områder bliver underkompenseret via zoneinddelingen. Samtlige aktiver er zoneinddelt og har en forskellig POLKA-genanskaffelsespris netop for at tage hensyn til tæthed. Omkostningsforskellene mellem zonerne er forhåndsbestemt og rammer derfor ikke nødvendigvis plet. Derfor er der for drikkevandsselskaberne behov for at korrigerer for zoneinddelingen og ikke for tæthed som sådan. Derfor finder man, at de selskaber som har de højeste værdier for CAPEX-netvolumen for stik/CAPEX-netvolumen for rentvandsledninger for drikkevandsselskaberne, ikke er selskaber som ligger i de større byer. Tilsvarende gælder det for spildevandsselskaberne, at de selskaber, hvor CAPEX-kunder udgør en større andel af CAPEX-netvolumen, ikke nødvendigvis er selskaber i de større byer.

2.5 Resultater af gentagne søgninger efter variable til modellen

Teknisk anvendes normale mål som justeret forklaringsgrad (R^2)²² til at undersøge, hvor godt alternative sæt af netvolumener beskriver data samtidig med, at der straffes for brug af et stort antal variable, da dette kan lede overspecificerede modeller.

I det følgende vises resultaterne af en række sådanne analyser gennemført for drikke- og spildevandsselskaberne²³.

I søgningen efter TOTEX-netvolumener, er det først undersøgt hvilket sæt af netvolumener, der bedst kan forklarer CAPEX. Herefter er det undersøgt, hvilke netvolumener, der kan forklarer TOTEX.

Når vi skal forklare CAPEX finder vi, at det især er nyttigt at bruge CAPEX-netvolumen. Dette er ikke overraskende idet CAPEX-netvolumen per konstruktion er tæt korreleret med CAPEX. Vi ser også, at OPEX-netvolumen kan forklare en god del af CAPEX. Dette kan synes, at stride mod ideen om substitution mellem OPEX og CAPEX men hænger sammen med, at større selskaber generelt har større OPEX-netvolumen og CAPEX-netvolumen, dvs. med den generelle korrelation mellem alle costdrivere, som hidrører fra selskabernes størrelser.

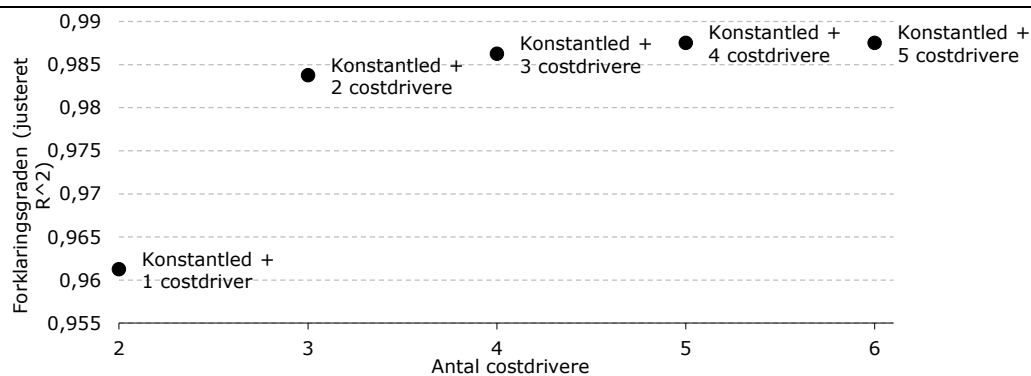
I costdriveranalysen finder vi, at der er et stort sammenfald mellem de costdrivere som er gode til at forklare CAPEX og de som er gode til at forklarer TOTEX for både drikke- og spildevandsselskaberne.

Nedenstående figur viser, hvorledes den justerede forklaringsgrad vokser med det antal af costdrivere, som tillades. Vi har i denne analyse undersøgt forklaringsgraden af de fem netvolumener, som er; OPEX-netvolumen, OPEX-alderskorrigeretnetvolumen, OPEX-tæthedskorrigeretnetvolumen, CAPEX-netvolumen, CAPEX-tæthedskorrigeretnetvolumen. Vi ser at inddragelse af 1 netvolumenmål ud over konstanten leder til en justeret forklaringsgrad på over 96 % og at der ingen reel forbedring er, at hente ved at inddrage mere end 4 netvolumener. Dette ses af at, forklaringsgraden kun stiger marginalt ved inddragelse af 4 netvolumener sammenlignet med 3 og er uændret ved inddragelse af 5 netvolumener, jf. Figur 2.4.

²² Forklaringsgraden angiver, hvor stor en del af variationen i data regressionsmodellen er i stand til at forklare. Fx betyder $R^2 = 0,98$ at 98% af variationen i data kan forklares.

²³ Udover at anvende lineære specifikationer har vi også anvendt log-lineære specifikationer af den funktionelle sammenhæng, dvs. vi har forklaret variationen i logaritmen til omkostninger med variationer i logaritmen til de forskellige costdrivere. Dette er en almindelig måde at håndtere eventuelle skalaøkonomiske effekter på, og har statistisk den fordel, at såkaldt heteroskedasticitet typisk elimineres.

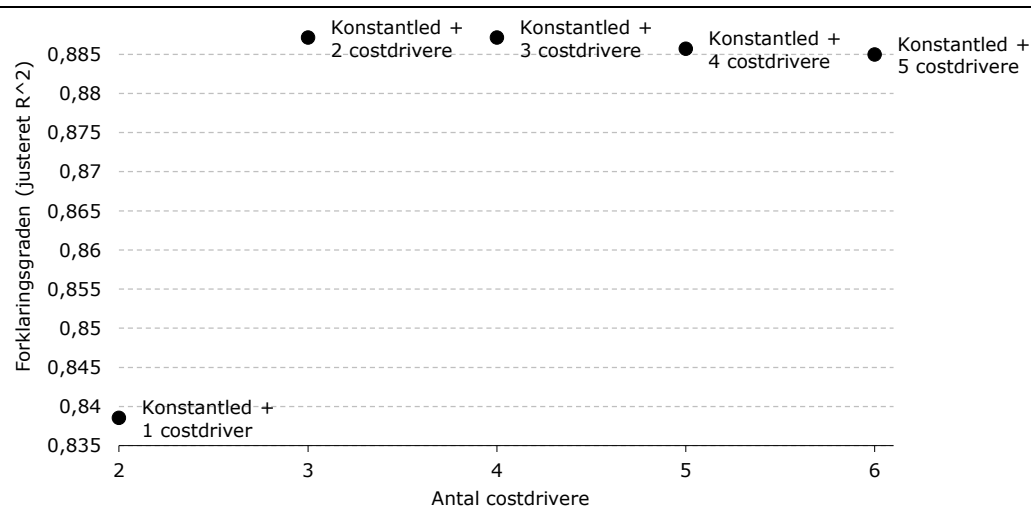
Figur 2.4 Illustration af costdriveres forklaringsgrad for drikkevandsselskaberne



Kilde: Copenhagen Economics pba. Ibensoft-Sumicsid

Tilsvarende resultater fås når analysen gennemføres for spildevandsselskaberne. Vi ser at inddragelse af 1 netvolumener udover konstanten leder til en justeret forklaringsgrad på knap 84 % og at der ingen reel forbedring er, at hente ved at inddrage mere end 3 netvolumener. Vi finder, at hvis der kun skal vælges en costdriver er CAPEX tæthedskorrigeret netvolumen den bedste netvolumener. Den træder dog i baggrunden, så snart der kan vælges mere end én netvolumener. Her er det OPEX-netvolumen og CAPEX-netvolumen der viser sig, at være de centrale variable, evt. suppleret med det alderskorrigerede OPEX-netvolumen. I alle tilfælde er forklaringsgraden dog lavere end for drikkevandsselskaberne, jf. Figur 2.5.

Figur 2.5 Illustration af costdriveres forklaringsgrad for spildevandsselskaberne



Kilde: Copenhagen Economics pba. Ibensoft-Sumicsid

Vi ser altså, at en simpel udvidelse af den logik, som sektoren kender fra OPEX benchmarkinganalyserne faktisk fungerer ganske udmærket, til at forklare variationen i CAPEX

og TOTEX. Analysen påviser, at OPEX-benchmarkingmodellen kan udvides udvides med få nye CAPEX- netvolumener og dermed etablerer et sæt TOTEX- netvolumener. Dette er et stærkt resultat.

Costdriveranalysen for drikkevandsselskaberne finder, at den foretrukne kombination af netvolumener er OPEX, OPEX alderskorrigeret netvolumen, CAPEX og CAPEX Tæthedskorrigeret netvolumen. Den justerede forklaringsgrad fortæller at disse 4 variable er i stand til at forklarer 99 % af variationen i TOTEX. Samtidig er alle costdriverne meget signifikante (p-værdien er mindre end 0,001 indikeret med tre stjerner) jf. Tabel 2.5.

Tabel 2.5 Regression af TOTEX-costdrivere for drikkevandsselskaberne

Variabel	B-værdi	P-værdi
Konstant	-8,625e+05	0,148781
OPEX netvolumen	1,805e+00	1,79e-14***
OPEX, alderskorrigeret netvolumen	-5,165e-01	1,04e-05***
CAPEX netvolumen	-7,832e-02	0,007469**
CAPEX tæthedskorrigeret netvolumen	4,379e+00	0,000964***
Justeret forklaringsgrad	0,9869	

Costdriverne er meget signifikante, da p-værdierne er væsentligt mindre end 0,05 og tilsammen forklarer 99% af omkostningsvariationen.

Note: Bemærk, *, ** og *** indikerer signifikansniveau på henholdsvis 0,05, 0,01 og 0,001. Statistisk signifikans betyder, at det fundne resultat sandsynligvis er sandt. En p-værdi på 0,05 betyder, at det fundne resultat med 95% sandsynlighed er sandt (dvs. ikke påvirket af tilfældigheder). Tilsvarende betyder en p-værdi på 0,001 at det fundne resultatet med 99,9% sandsynlighed er sandt. Det ses, at konstanten er relativt stor og negativ, men da den ikke er signifikant kan det ikke afvises at den er nul, derfor skal ikke tillægge konstanten en særlig fortolkning i dette tilfælde. Data er opdateret 25092015. Antal observationer: 106.

Kilde: Copenhagen Economics pba. Ibensoft-Sumicsid

Samlet finder spildevandsanalysen, at den foretrukne kombination af netvolumener er OPEX- og CAPEX-netvolumen og de forklarer 89% af TOTEX omkostningsvariationen²⁴ (da den justerede R² er lig 89%), jf. Tabel 2.6.

²⁴ Uanset hvilken kombination af costdrivere der vælges er forklaringsgraden lavere for spildevandselskaberne end for drikkevandsselskaberne.

Tabel 2.6 Regression af TOTEX-costdrivere for spildevandsselskaberne

Variabel	B-værdi	P-værdi
Konstant	2,163e+07	2,09e-06 ***
OPEX-netvolumen	1,389e+00	1,23e-13 ***
CAPEX-netvolumen	1,042e-02	2,29e-12 ***
Justeret forklaringsgrad	0,8872	

Costdriverne er meget signifikante, da p-værdierne er væsentligt mindre end 0,05 og tilsammen forklarer 89% af omkostningsvariationen.

Note: Bemærk, *, ** og *** indikerer signifikansniveau på henholdsvis 0,05, 0,01 og 0,001. Statistisk signifikans betyder, at det fundne resultat sandsynligvis er sandt. En p-værdi på 0,05 betyder, at det fundne resultat med 95% sandsynlighed er sandt (dvs. ikke påvirket af tilfældigheder). Tilsvarende betyder en p-værdi på 0,001 at det fundne resultatet med 99,9% sandsynlighed er sandt. Data er opdateret 25092015. Antal observationer: 94.

Kilde: Copenhagen Economics pba. Ibensoft-Sumicsid

2.6 Delkonklusion

Dette kapitel har vist at udvælgelsen af TOTEX costdriverne bygger på mere end blot en række statistiske test. De statistiske test fortæller os om der er en statistisk sammenhæng mellem data, mens den begrebsmæssige tilgang dikterer om den fundne statistiske sammenhæng kan anses for at være valid. Samtidig er der et hensyn at tage i forhold til data-tilgængelighed. Det er kun muligt at teste for statistiske sammenhænge i det omfang vi har data herfor.

Begrebsmæssigt ved vi, at alder og tæthed nogle gange spiller en rolle for netselskaber og derfor er der testet herfor. Vi finder at alder ikke har en signifikant betydning på CAPEX-siden, mens tæthed har. Det er interessant at alder ikke har nogen signifikant betydning, set i lyset af at anlægsaktivernes alder har en betydning for inputsiden, jf. kapitel 1. Derfor er det konsulentteamet anbefaling at der også testes for alder fremadrettet.

TOTEX-datagrundlaget er nu etableret i kapitel 1, og testene i dette kapitel giver en første indikation af hvad der synes at forklarer TOTEX. Costdriveranalysen disciplinerer dermed den efterfølgende benchmarkinganalyse, uden at dikterer den.

Kapitel 3

3 Benchmarkinganalysen

Formålet med kapitlet er, at give et indblik i hvilke tanker, der ligger bag udviklingen af de endelige TOTEX-benchmarkingmodeller samt resultater af analysen. Kapitlet gennemgår først de anvendte benchmarkingmetoder samt hvordan de kan kombineres (3.1-3.4). Herefter er fokus på udvælgelsen af de fortrukne modeller, deres konkrete effektiviseringspotentialer samt følsomhedsanalyser heraf (3.5-3.9). Afslutningsvist opstilles et metodeforslag til fastsættelsen af individuelle effektiviseringskrav (3.10)

Det skal pointeres, at alle de resultater som fremvises her bygger på de faktiske totale omkostninger for selskaberne, hvilket også medfører at fronten sættes ud fra det faktiske omkostningsniveau ²⁵.

De endelige TOTEX-benchmarkingmodeller skal forklare de totale faktiske omkostninger ved hjælp af udvalgte netvolumener. Det anvendte omkostningsbegreb er derfor et TOTEX begreb. Dette er generelt mest hensigtsmæssigt, idet man ved at inddrage både drifts- og kapitalomkostningerne samtidigt kan tage hensyn til det mulige trade-off imellem disse omkostningstyper. Moderne reguleringer er da også generelt TOTEX baserede²⁶.

3.1 Anvendte benchmarkingmetoder

Den grundlæggende idé i moderne benchmarking er, at foretage en sammenligning med bedste praksis, der kan beskrives som det bedste, selskaberne kan opnå, når de udfører drikke- og/eller spildevandsaktiviteter. Bedste praksis fokuserer hermed på, hvad vi i praksis har observeret at selskaberne kan opnå, i modsætning til at fokuserer på hvad de ideelt set burde kunne opnå. Det har to konsekvenser, at vi fokuserer på bedste praksis.

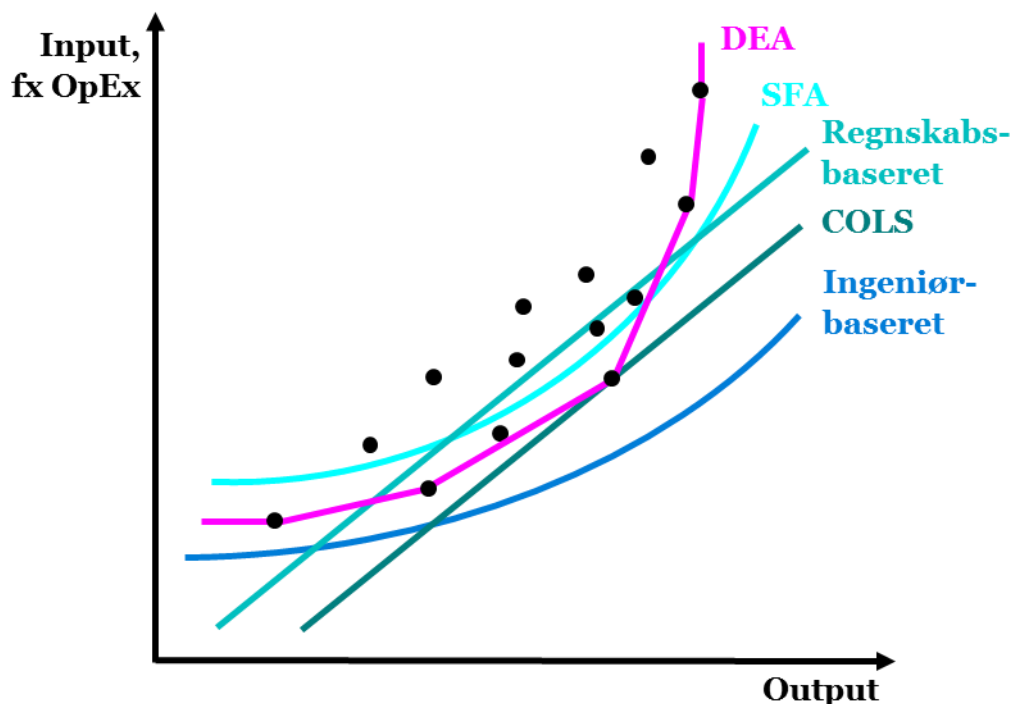
For det første indebærer det, at vi ser på det maksimalt opnåelige til forskel fra, hvad selskaberne i gennemsnit kan opnå. Dette er i god overensstemmelse med grundlæggende økonomisk teori, hvor teknologien eller produktionsfunktionen beskriver, hvad der maksimalt kan produceres (output) med givne input. Denne antagelse skal naturligvis holdes for øje, når resultaterne fortolkes. Det kan jo tænkes, at ikke alle selskaber kan implementere bedste praksis, eller at det ikke kan gøres over en kort årrække.

Den grundlæggende udfordring er dog, at vi ikke direkte kan observere bedste praksis. I bedste fald kan vi i første omgang præsentere simple datapunkter, det vil sige beskrivelser af de ressourcer, der har været anvendt, de services, som er blevet produceret og de lokale rammebetingelser, det er sket under. Den centrale udfordring er derfor at lave en model, som ud fra nogle faktiske observationer estimerer en sammenhæng mellem disse typer observationer. Det er kort fortalt et spørgsmål om, hvordan man kan komme fra enkelte observationer (punkter) til en funktionel sammenhæng som i Figur 3.1.

²⁵ I modsætning til de omkostninger selskaberne må afholde indenfor indtægtsrammerne.

²⁶ Se fx Ofwat (2013).

Figur 3.1 Illustration af forskellige benchmarkingmetoder



Kilde: Bogetoft (2012)

Som illustreret i ovenstående figur, findes der flere teknikker til at illustrere bedste praksis. De spænder fra simple regnskabsmetoder og regressionsmodeller til mere avancerede statistiske og matematiske programmeringsmodeller og til egentlige ingeniørmæssige eller management-konsulent-baserede modeller af, hvad det ville koste, hvis man designede et helt nyt selskab.

De mest anvendte metoder er Data Envelopment Analysis (DEA) og Stochastic Frontier Analysis (SFA), som også klart er de teoretisk mest interessante metoder, når fordele og ulemper vejes op mod hinanden. Vi skal som nævnt ikke gå i detaljer med hensyn til, hvordan disse metoder konkret virker, da dette allerede er velbeskrevet i den videnskabelige litteratur (Bogetoft, P. and L. Otto, 2011). Det kan dog være nyttigt at fremhæve et par principielle forskelle og dermed fordele og ulemper ved de to typer metoder.

DEA-metoderne (ikke-parametriske metoder) bygger på matematisk programmering, primært lineær programmering, og er derfor begrebsmæssigt af samme klasse som de produktionsmodeller, ingeniører ofte anvender. SFA-metoderne (parametriske metoder) er derimod mere traditionelle statistiske metoder, som minder mere om de økonometriske teknikker, økonomer ofte anvender.

De parametriske metoder antager en vis funktionel form fra starten og bruger data til at kalibrere parametrene i den funktionelle form. Fordelen ved de parametriske metoder er, at de nemmere kan adskille støj i data fra egentlig inefficiens. Ikke-parametriske metoder

laver kun meget generelle antagelser, som fx at omkostningerne stiger med serviceniveauet. En væsentlig fordel ved de ikke-parametriske metoder er, at de laver færre a priori antagelser om de mulige relationer mellem omkostninger og services.

Selvom DEA og SFA er to forskellige metodiske tilgange, vil man i praksis ofte finde, at der er en høj korrelation mellem efficienserne herfra. I de tilfælde, hvor man finder en høj korrelation mellem DEA- og SFA-efficienserne, er det typisk et tegn på, at det anvendte datasæt og de identificerede costdrivere er robuste.

3.2 Kombination af metoder

Eftersom både SFA og DEA er teoretisk velbegrundede og nyder stor respekt i den videnskabelige litteratur, er det ikke oplagt, hvorvidt man skal vælge den ene eller den anden benchmarkmetode.

Den praktiske konsekvens heraf er, at det bliver mere og mere almindeligt i regulatorisk benchmarking at anvende begge metoder. Et nyligt og prominent eksempel på dette er de modeller, som anvendes til regulering af de tyske gas- og elektricitetsdistributører. Tyskland indførte en benchmark baseret incitamentsregulering i 2008 og har i både første reguleringsperiode, 2009-2013 og anden reguleringsperiode 2014-2019 valgt en kombination af to DEA modeller og to SFA modeller. Desuden har de indført en mindste efficiens på 60 procent for de selskaber, som alle modeller vurderer meget lavt. Forskellen mellem de DEA modeller (og mellem de to SFA modeller) beror på hvordan kapitalomkostningerne opgøres, nemlig om der anvendes en standardiseret økonomisk tilgang (S) eller en bogføringsbaseret regnskabsopgørelse (B). Sammenlagt vurderes de tyske selskaber altså ved følgende efficiensværdi:

$$\text{Efficiens} = \max\{\text{DEA_S}, \text{DEA_B}, \text{SFA_S}, \text{SFA_B}, 60\%\}$$

Man kan have forskellige teoretiske synspunkter på kombinationen af flere metoder, men ud fra en pragmatisk tankegang giver det god mening at "beskytte" de evaluerede selskaber imod en grundlæggende metodisk usikkerhed.

Man kan naturligvis hævde, at ved at "beskytte" selskaberne "straffer" man potentielt forbrugerne. I den forbindelse er der dog ingen tvivl om, at de ydelser selskaberne leverer ofte har en værdi for forbrugerne, som er højere end de nuværende tariffer. Ud fra den logik vil det derfor oftest være til større skade for forbrugerne, hvis selskabernes pålægges urimelige krav og dermed må give køb på vedligeholdelse og ultimativt kan blive konkurs-truet, hvis de stilles overfor for skrappe omkostningsstandarder.

I vandsektoren, hvor den langt største del af selskaberne er forbrugerejede er det desuden ikke helt entydigt om et valg til fordel for selskaberne i tilfælde af metodisk usikkerhed reelt ikke også er et valg til fordel for forbrugerne.

Hvis man anvender beskyttelseslogikken som beskrevet ovenfor, betyder det, at man bør kombinere metoderne ved en bedst-af-flere logik, dvs. ved at tage maksimum af flere modellers efficienser snarere end ved at tage gennemsnittet af flere modeller.

3.3 Bedste praksis og outliers

Der kan være flere grunde til at udelukke selskaber fra model-estimationen. Man kan fx skønne, at visse data fra visse selskaber er af dårligere kvalitet, og derfor ikke bør medvirke til at sætte normen for andre. Man kan også vurdere, at visse selskaber har særligt gunstige forhold, hvorfor andre ikke har mulighed for at nå tilsvarende omkostningsniveauer.

Eftersom der allerede i OPEX-benchmarkingmodellerne for drikke- og spildevandsselskaberne har etableret sig en vis praksis for at udelukke visse selskaber, vil vi også gøre dette i et vist omfang i denne analyse. Vi vil derfor i analyserne arbejde med flere forskellige sammenligningsgrupper, fx opdelt efter relevante størrelsesgrupper eller aktiviteter.

I identifikationen af outliers vil vi imidlertid afvige fra Forsyningssekretariatet nuværende praksis, hvor enkelte selskaber er fjernet ud fra konkret information om disse selskabers særlige forhold. Dette er ikke et udtryk for, at denne praksis er forkert. Tværtimod. Hvis der foreligger specifik information, som gør, at et selskab ikke kan anses som repræsentativt i et givet år, fx på grund af kendte problemer med omkostningsperiodisering eller særlige besparelser, som ikke kan opretholdes, bør de fjernes fra estimationen. I nærværende projekt har vi imidlertid ikke haft tilstrækkelige informationer om selskabsspecifikke omstændigheder til at fjerne sådanne selskaber på nogen systematisk måde. Der er altså god grund til at lave en individuel vurdering af selskabernes egnethed som supplement til de generelle kriterier, vi har anvendt.

3.4 Brug af forskellige estimationsmetoder

I forbindelse med estimationen af drikkevandsselskaberne anvender vi en række alternative estimationsmetoder. Disse metoder er forskellige versioner af DEA og SFA samt Best-of-two modellerne.

Vi har således analyseret de klassiske DEA modeller (DEA (fdh=free disposability hull)²⁷, DEA (vrs=variable returns to scale), DEA (irs=increasing returns to scale), og DEA (crs=constant returns to scale)) og de klassiske SFA modeller (SFA (lineær) og SFA (loglineær), hvoraf den første ofte ikke konvergerer). Herudover har vi estimeret varianter af disse, hvor de økonomiske og de frontier-relevante outliers er fjernet. Vi har desuden estimeret en række bedst-af-to modeller, hvor den metodiske usikkerhed omkring valg af DEA eller SFA er løst ved at vælge de vurderinger, som stiller selskaberne i bedst muligt lys. Sidst men ikke mindst har vi analyseret forskellige varianter af DEA modellerne, hvor vi har indlagt vægtrestriktioner, dvs. vi har begrænset hvor vigtige de enkelte costdrivere kan være i forhold til hinanden. Vi skal senere forklare de væsentligste vægt restriktioner, vi har analyseret.

Vurderingen af estimationsmetoderne og de underliggende produktionsøkonomiske antagelser er basalt set en begrebsmæssig og empirisk vurdering, hvor vi leder efter de antagelser og den estimationsmetode, som giver mening og som giver et godt fit med data.

²⁷ En modelversion hvor man kun antager, at man altid kan producere mindst det samme output med mere input og altid kan producere mindre output med samme input.

Ideen er på denne måde at lade data tale i stedet for alene at basere analyserne på ex-ante forudsætninger²⁸.

3.5 Foretrukne modeller

Costdriveranalysen er som tidligere forklaret kun vejledende i forhold til benchmarkmodellen. Resultaterne af costdriveranalysen giver dog et godt startpunkt, idet den har vist, at relativt få netvolumenmål faktisk forklarer variationen i omkostninger godt. Vi har derfor undersøgt et antal modeller, hvor disse variable inddrages i forskellige kombinationer for at se, hvilke kombinationer, der virker særligt godt i benchmarkmodellen. Vi har lagt vægt på symmetri mellem costdriverne for drikke- og spildevandsselskaberne. De foretrukne modeller skaber endvidere en større grad af kontinuitet i forhold til den eksisterende OPEX-benchmarkingmodel²⁹. Samlet er vi derfor endt med at anbefale TOTEX-benchmarkingmodeller, der indeholder flere costdrivere end costdriveranalysen pegede på. Vi har på denne måde identificeret en anbefalet model, som vi i første omgang vil omtale. Efterfølgende vil vi kort omtale en række simple og mere komplicerede modeller.

Det har vist sig at primære model for både drikkevand- spildevandsselskaberne har TOTEX som input og de tre OPEX netvolumen plus CAPEX netvolumen og CAPEX tæthedskorrigeret netvolumen som output, jf. Tabel 3.1.

Tabel 3.1 Primær TOTEX-benchmarkingmodel for drikke- og spildevandsselskaberne

Input	Output
TOTEX	OPEX Netvolumen
	OPEX Alderskorrigeret netvolumen
	OPEX Tæthedskorrigeret netvolumen
	CAPEX Netvolumen
	CAPEX Tæthedskorrigeret netvolumen

Kilde: Copenhagen Economics pba. Ibensoft-Sumicsid

Den foreslåede model som fremgår af tabellen ovenfor, forklarer de totale omkostninger ved hjælp af fem costdrivere. Det anvendte omkostningsbegreb er et TOTEX begreb. Dette er generelt mest hensigtsmæssigt, idet man kun ved at inddrage drifts- og kapitalomkostningerne samtidigt kan tage hensyn til det mulige trade-off imellem disse omkostningstyper. Moderne reguleringer er da også generelt TOTEX baserede, som vi var inde på tidligere.

Vi ser, at modellen anvender de tre kendte OPEX costdrivere sammen med to nye CAPEX costdriver, nemlig det estimerede CAPEX netvolumen og den tæthedskorrigerede CAPEX netvolumen. Modellen anvender således en simple udvidelse af den logik, som også har været anvendt i den hidtidige benchmarking af branchen. Vi anser det for betryggende, at

²⁸ Konkret anvender vi i den forbindelse generelt Banker's (1996) goodness-of-fit test logik.

²⁹ Endvidere har vi tilstræbt en model specifikation, hvor DEA og SFA niveauerne ikke er for forskellige, fordi dette resulterer i en såvel under- som over-specificeret model, se i øvrigt histogrammerne senere i dette kapitel for dokumentation heraf.

denne model virker godt. Det viser, at det store arbejde branchen og Forsyningssekretariatet har udført med hensyn til data standardisering og modeludvikling bidrager væsentligt til forklaring af omkostningsforskellene. Det viser også, at ved at fortsætte af dette spor og ved at inddrage kapitalomkostningerne i lighed med internationale erfaringer, så er det muligt at udvikle modeller, som er ligner bedste praksis indenfor regulatorisk benchmarking.

Begrebsmæssigt er det også vigtigt at forstå, at disse costdrivere grundlæggende er aggregerede opgørelser af de drifts- og investeringsaktiviteter, som et vandsselskab beskæftiger sig med. Costdriverne anses således for dækkende for alle selskabernes aktiviteter.

På investeringssiden er det vigtigt at forstå, at det konstruerede netvolumenbegreb grundlæggende i vid udstrækning tilgiver eventuel investeringsineffektivitet fra før 2010, idet selskabernes initiale 2010 kapital værdi opgøres til POLKA værdier. Vi har valgt denne tilgang, fordi vi ikke anser det for muligt indenfor projektets rammer at indsamle detaljerede oplysninger om de faktiske investeringsomkostninger fra før 2010. Tilgangen betyder samtidigt at det administrative ekstraarbejde forbundet med overgangen fra en ren OPEX regulering til en TOTEX regulering vil være meget begrænset. Grundlæggende kræver det blot, at selskaberne årligt skal indberette det totale investeringsomfang og de anskaffede aktiver (klassificeret efter POLKA systematikken).

Begrebsmæssigt kan man naturligvis diskutere, om det er fornuftigt at anvende costdrivere, som er endogene, dvs. som selskaberne selv er herrer over. Ideelt set måler en benchmarkmodel på de services, som brugerne modtager, og brugerne har som sådan ikke interesse i, om der for eksempel er anvendt den ene eller den anden pumpe type.

3.6 Sammenligningsgrupper

I regulatorisk benchmark er det nogen gange nyttigt at estimere modellerne på en delmængde af selskaberne, og at anvende de således estimerede modeller på alle selskaberne. Den delmængde som anvendes aktivt i estimationen kaldes i så fald den potentielle gruppe af forbilleder.

Der kan være flere grunde til at udelukke selskaber fra model estimationen. Man kan fx skønne at visse data fra visse selskaber er af dårligere kvalitet og derfor ikke bør medvirke til at sætte normen for andre. Man kan også vurdere, at visse selskaber har særligt gunstige forhold, hvorfor andre ikke har mulighed for at nå tilsvarende omkostningsniveauer. Brugen af potentielle grupper af forbilleder er en ret håndfast metode. Et alternativ er nogen gange, at efterkorrigere for sådanne særlige omstændigheder.

Eftersom der allerede i OPEX benchmarkingmodellen for drikke- og spildevandsselskaberne har etableret sig en vis praksis for at udelukke visse selskaber vil vi også gøre dette i et vist omfang i denne analyse. Konkret anvender vi samme praksis som forsyningssekretariatet og estimerer også modellerne hvor kun selskaber som er kommunale samt varetager både produktion og distribution medtages. Vi har derfor i analyserne arbejdet med to forskellige sammenligningsgrupper, i den videre analyse kaldet for den lille og store sammenligningsgruppe. Den store sammenligningsgruppe består af alle de selskaber som har indberettet data til Copenhagen Economics i forbindelse med TOTEX-dataindsamlingen,

dvs. 105 drikkevandsselskaber og 94 spildevandsselskaber. Den lille sammenligningsgruppe består af alle de selskaber i den store sammenligningsgruppe som både varetager produktion og distribution samt er kommunale jf. Tabel 3.2.

Tabel 3.2 Størrelsen af sammenligningsgrupper for TOTEX-benchmarkingmodellerne for drikkevand- og spildevandsselskaberne

Sammenligningsgruppe	Alle selskaber som har indberettet data i forbindelse med TOTEX-benchmarkingmodellen (stor sammenligningsgruppe)	Alle selskaber som varetager både produktion og distribution samt er kommunale (lille sammenligningsgruppe)
Drikkevandsselskaberne	105 selskaber	67 selskaber
Spildevandsselskaberne	94 selskaber	66 selskaber

Note: Alle selskaber inkluderer de selskaber som har indberettet data til Copenhagen Economics. Med produktion menes produktionen af rent vand og rensning af spildevand, med distribution menes transporten af det rene vand til forbrugerene og aftagelsen af spildevandet. Med kommunale refereres til ejerskabet. Der var 108 drikkevandsselskaber som indberettede data men kun 105 er medtaget i den videre analyse. Dette skyldes at dataindberetningen fra tre drikkevandsselskaber ikke var udfyldt tilstrækkeligt. Endvidere ses det at selskaber under 800.000m³-grænsen er medtaget i modelestimatio- nen. Dette giver god mening, da det medfører at modellerne vil have et bedre fit for selskaber lige over 800.000m³-grænsen, idet de kan sammenlignes med andre selskaber lige over og under græn- sen.

Kilde: Copenhagen Economics

Ud over begrænsningen i antallet af selskaber, som potentielt kan bestemme modellerne, den såkaldte potentielle gruppe af forbilleder, er der i såvel DEA som SFA modellerne identificeret potentielle outliers i den lille stikprøve. Disse er identificeret ved brug af kri- terierne beskrevet i afsnit 3.2, og er fjernet fra den lille stikprøve ifm. estimation af mo- dellerne. I brugen af de generelle outlier principper følger vi international benchmarking standard.

I identifikation af outliers afviger vi som nævnt fra Forsyningssekretariatet nuværende praksis, hvor enkelte selskaber er fjernet ud fra konkret information om disse selskabers særlige forhold. Der kan fremadrettet være god grund til at lave en individuel vurdering af selskabernes egnethed som supplement til de generelle kriterier, vi har anvendt³⁰.

Vi afviger også fra Forsyningssekretariatets praksis med at fjerne den første front, idet vi anser denne metode som lidt ad hoc sammenlignet med brugen af en bedste af to tilgang, som vi her har anvendt.

³⁰ Vi har i dette projekt filtreret data væk, som er åbenlyst inkonsistente, vi har fjernet økonometriske outliers (som bestemt ved Cook's distance) i forbindelse med de parametriske estimationer, og vi har anvendt super-efficiens- og indflydelseskriterierne i forbindelse med DEA modellerne. Ideen bag Cook's outliers er, at selskaber, som skiller sig ekstremt ud fra de øvrige, og som har en særlig stor indflydelse (leverage) på estimationerne, fjernes. Dette er især vigtigt i de parameteriske SFA mo- deller, fordi sådanne outliers her kan forvråde de funktionelle former. I DEA modellerne spiller disse outliers typisk kun en mere lokal rolle. Tilsvarende går super-efficiens og og indflydelseskriterierne outlier elimineringen ud på at fjerne de obser- vationer som har en ekstrem betydning for vurderingen af de resterende selskaber, se i øvrigt Bogetoft (2011 & 2012).

3.7 Skalaafkast for drikkevand- og spildevandsselskaberne

I DEA anvendes antagelser om skalaafkast, som er et udtryk for, hvordan omkostningerne afhænger af produktionens størrelse. Fx betyder en antagelse om konstant skalaafkast, at produktionen øges med 1, når omkostningerne øges med 1. Det er vigtigt at undersøge skalaafkastet for selskaberne, når TOTEX-benchmarkingmodellerne udarbejdes, da skalaafkastet kan have stor betydning for beregningen af selskabernes individuelle effektiviseringspotentialer. Ved udarbejdelsen af den endelige model testes der for tre forskellige skalaafkast:

- Variabelt skalaafkast (VRS) tager højde for ulemper ved både at være for lille og for stor en virksomhed.
- Stigende skalaafkast (IRS) tager højde for, at der kan være fordele ved at være en stor virksomhed.
- Konstant skalaafkast (CRS), som antager, at der ikke er nogen signifikant ulempe ved at være hverken en stor eller en lille virksomhed. Alle virksomhederne sammenlignes derved med hinanden uden at der tages højde for størrelsesforskelle.

I testet for skalaafkast starter man med at tro på variabelt skalaafkast og dernæst stigende skalaafkast og konstant skalaafkast, hvis ikke data taler imod det³¹. Ideen er på denne måde at lade data tale i stedet for alene at basere analyserne på ex ante forudsætninger. Analysen finder, at der for den foretrukne DEA-model for drikkevandsselskaberne er stigende skalaafkast (dette gælder både med og uden de selskaber som er under 800.000 m³-grænsen). For drikkevandsselskaber er det således en fordel at være et større selskab.

Modsat har den foretrukne DEA-model for spildevandsselskaberne konstant skalaafkast, hvilket betyder, at størrelse i sig selv er altså ikke nogen fordel eller ulempe for spildevandsselskaberne. Intuitivt giver resultaterne god mening, idet spildevandsselskaberne generelt er større enheder end drikkevandsselskaberne og de har muligvis allerede realiseret stordriftsfordele i højere grad end drikkevandsselskaberne.

Resultatet af analysen er, at den skalaantagelse i de foretrukne DEA-modeller som giver det bedste fit med data er altså:

- Stigende skalaafkast (IRS) for drikkevandsselskaberne
- Konstant skalaafkast (CRS) for spildevandsselskaberne

3.8 Konkrete estimater for effektiviseringspotentialer ved brug af både DEA og SFA analyser

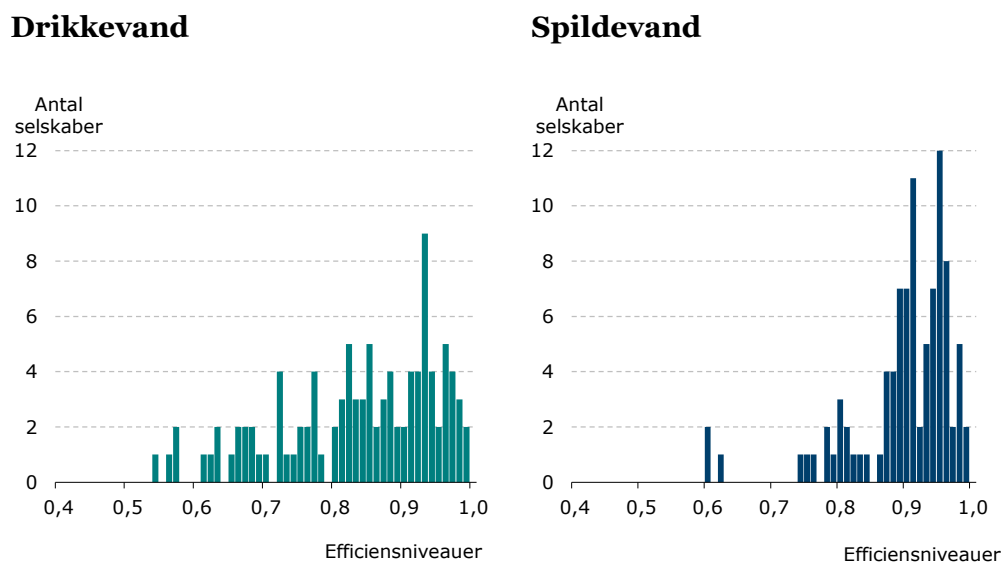
I dette afsnit opsummeres estimationsresultaterne for de foretrukne drikke- og spildevandsmodeller. Det skal pointeres, at alle de resultater som fremvises her bygger på de faktiske totale omkostninger for selskaberne, hvilket også medfører at fronten sættes ud fra det faktiske omkostningsniveau³². Et efficiensniveau på 1 betyder, at selskabet vurde-

³¹ Konkret anvender vi i den forbindelse generelt Banker's (1996) goodness-of-fit test logik.

³² I modsætning til de omkostninger selskaberne må afholde indenfor indtægtsrammerne.

res at være fuldt efficient og jo tættere på 1 desto mere efficient. Vi ser således, at selskaberne generelt vurderes at have ganske høje efficiensniveauer, jf. Figur 3.2. En nærmere undersøgelse viser, at det især er de store selskaber, som vurderes dårligt i SFA modellen.

Figur 3.2 Histogram over efficiensniveauerne i SFA-modellen for drikkevand- og spildevandsselskaberne

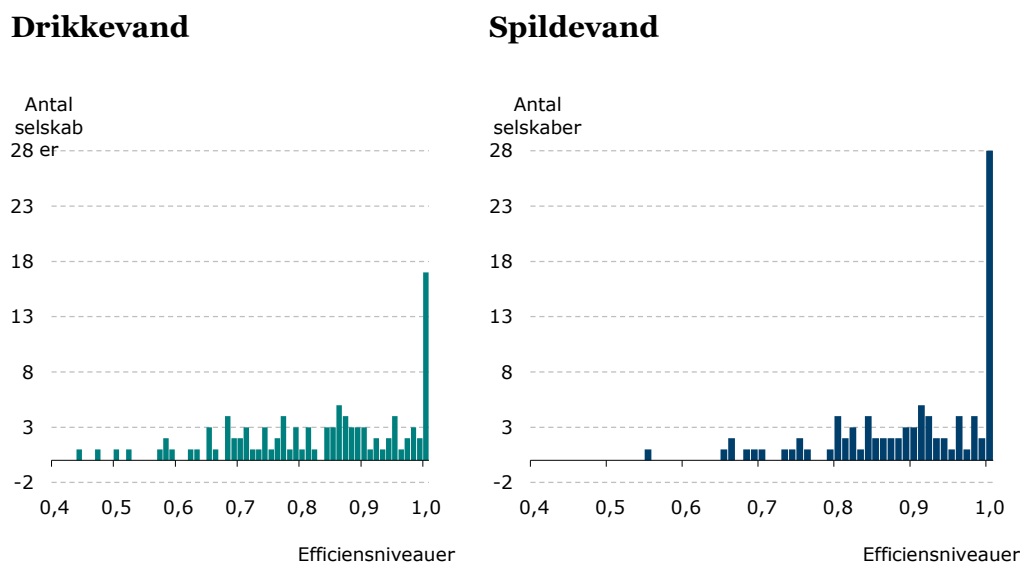


Note: Fordelingen af SFA baserede efficienser for de 67 drikkevandsselskaber samt 66 spildevandsselskaber dvs. selskaber fra den lille sammenligningsgruppe. Bemærk at figuren viser efficiensniveauer og ikke potentialer. Resultaterne er beregnet på selskabernes faktiske totale omkostninger (i modsætning til de omkostninger som selskaberne må afholde indenfor indtægtsrammerne). En nærmere undersøgelse viser, at det især er de store selskaber, som vurderes dårligt i SFA modellen.

Kilde: Copenhagen Economics pba. Ibensoft-Sumicsid

Fordelingen af DEA efficienser efter eliminering af frontier outliers fremgår af Figur 3.3. Figuren viser, at der er flere selskaber som vurderes at være fuldt efficiente af spildevandsselskaberne end drikkevandsselskaberne. Tilsvarende som for SFA-modellerne vurderes både drikkevand- og spildevandsselskaberne at have ganske høje efficiensniveauer.

Figur 3.3 Histogram over efficiensniveauerne i DEA-modellen for drikkevand- og spildevandsselskaberne



Note : Fordelingen af DEA baserede efficienser for de 67 drikkevandsselskaber samt 66 spildevandsselskaber i dvs. selskaber fra den lille sammenligningsgruppe. Bemærk at figuren viser efficiensniveauer og ikke potentialer. Resultaterne er beregnet på selskabernes faktiske totale omkostninger (i modsætning til de omkostninger som selskaberne må afholde indenfor indtægtsrammerne).

Kilde: Copenhagen Economics pba. Ibensoft-Sumicsid

Det viser sig, at DEA estimationens efficiensniveauer ligger lidt mere spredte end SFA modellens resultater. I gennemsnit ligger de dog meget ens, bl.a. som følge af den større gruppe af fuldt efficiente selskaber i DEA modellen. Dette gælder for både drikke- og spildevandsselskaberne.

En nærmere analyse af sammenhængen mellem efficienserne og selskabernes størrelse viser, at der ikke er nogen klar sammenhæng. Sammenhængen mellem efficienserne i DEA og SFA modellerne er god. Korrelationen mellem DEA og SFA efficienserne er således 84% for drikkevandsselskaberne og 70% for spildevandsselskaberne, hvilket erfaringsmæssigt er tilfredsstillende givet de noget forskellige metodiske tilgange³³. Dette er betryggende, fordi store forskelle mellem DEA og SFA efficienser ofte tyder på at datakvaliteten er utilstrækkelig eller at modellen er fejlspecificeret.

I vores konkrete vurdering af potentiale for effektivisering har vi som udgangspunkt brugt en såkaldt bedst-af-to tilgang. Her gives hver selskab en score svarende til den højeste de opnår i de to modeller, dvs. DEA og SFA modellerne. Vi har desuden som en yderligere sikkerhed og inspireret af den tyske regulering af el- og gassektorerne (jf. Bogetoft 2012) antaget, at selskaberne mindst skal være 60% efficiente før efterkorrektionen. En fordel

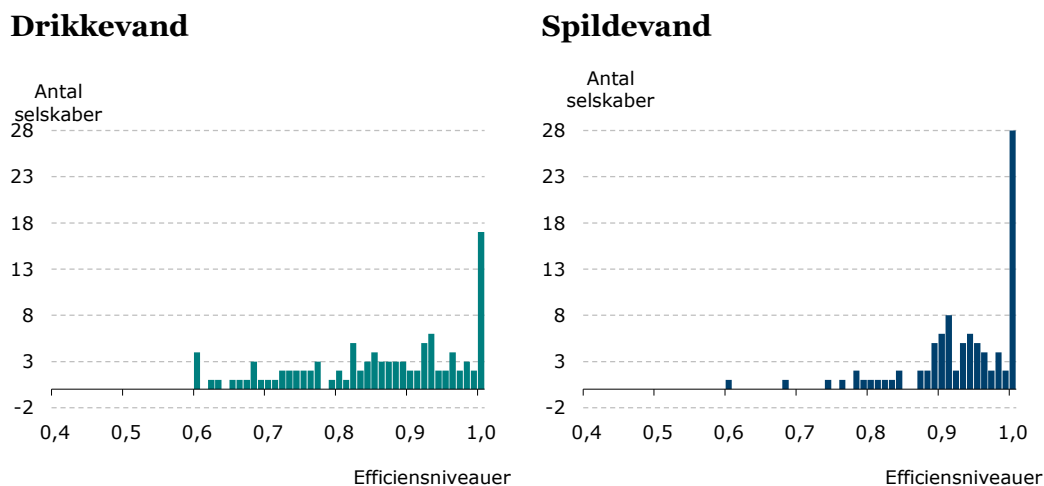
³³ Der er endvidere testet en alternativ version af drikke- og spildevandsmodellen, hvor der er tilføjet en forrentning på 2%. i denne version er korrelationen mellem DEA og SFA høj med 85% for både drikke- og spildevandsselskaberne.

ved denne tilgang er, som vi har været inde på, at en eventuelle under- eller overspecificering af modellen har modsat rettede effekter på DEA og SFA modellerne, idet fx en under-specificering (hvor for få costdrivere inddrages) vil tendere til at give for høje SFA efficienser og for lave DEA efficienser. Modsat til en overspecificering tendere til at give for høje DEA scorer og for lave SFA scorer. Ved samtidig brug af DEA og SFA disciplineres modeludviklingen derfor.

Desuden supplerer de to metoder hinanden godt. DEA giver god beskyttelse af de mere ekstreme selskaber, som det er vanskeligt at finde sammenligninger med. DEA kan derimod være ganske krævende for de selskaber, som minder meget om andre. SFA har modsatte tendenser. SFA kan være hård ved specielle selskaber, fordi der ekstrapoleres langt fra gennemsnitsselskabet, men på den anden siden kan SFA være mere forsigtig overfor "almindelige" selskaber end DEA tilgangen er.

Efficienserne for bedst-af-to modellen fremgår af Figur 3.4. Bedste-af-to modellerne viser, at flere spildevandsselskaber end drikkevandsselskaber vurderes, at være fuldt efficiente. Generelt er efficiensniveauerne dog ganske høje for både drikke- og spildevandsselskaberne i bedste-af-to modellerne, idet dette også gjaldt for DEA- og SFA-modellerne.

Figur 3.4 Histogram over efficiensniveauerne i bedste-af-to-modellen for drikkevand- og spildevandsselskaberne



Note: Fordelingen af bedste-af-to modeller baserede efficienser for de 67 drikkevandsselskaber samt de 66 spildevandsselskaber i dvs. selskaber fra den lille sammenligningsgruppe. Bemærk at figuren viser efficiensniveauer og ikke potentialer. Resultaterne er beregnet på selskabernes faktiske totale omkostninger (i modsætning til de omkostninger som selskaberne må afholde indenfor indtægtsrammerne).

Kilde: Copenhagen Economics pba. Ibensoft-Sumicsid

Som det fremgår af ovenstående figur er der et relativt højt antal efficiente spildevands-selskaber. Dette er en konsekvens af, at modellerne estimeres på den lille sammenligningsgruppe og dernæst bruges den på alle selskaber³⁴. Det har ingen betydning for robustheden af modellen, da de selskaber som indgår i den lille sammenligningsgruppe er, et bevist valg og ikke udtryk for en tilfældighed. Der anvendes præcist de samme kriterier for hvilke selskaber der kan udgøre fronten, som Forsyningssekretariatet bruger, dvs. at selskaberne skal være kommunale samt varetage både produktion og distribution. De selskaber som indgår i den lille sammenligningsgruppe er således udvalgt efter de samme kriterier som Forsyningssekretariatet bruger. Desuden bør det tilføjes, at de fleste af de spildevandsselskaber som er efficiente er de mindre selskaber og det har derfor mindre betydning for det samlede besparelsespotentiale som ville kunne udregnes ved brug af modellen.

Sammenfattende er det derfor vores vurdering, at vi bedst beskriver drikkevands-selskaberne på basis af de foreliggende data med en bedst-af-to tilgang kombineret med en mere stram afgrænsning af mængden af costdrivere. Selskabernes gennemsnitlige efficiens i denne model er 86 % for den lille sammenligningsgruppe og 85% for den store sammenligningsgruppe, dvs. drikkevandsselskaberne kan i gennemsnit spare ml.–14-15 % af de totale omkostninger, jf. Tabel 3.3.

Tabel 3.3 Oversigt over efficiensniveauerne for drikkevandsselskaberne

	Sammenligningsgruppen for de 67 drikkevandsselskaber (lille sammenligningsgruppe)	Sammenligningsgruppen for de 105 drikkevandsselskaber (stor sammenligningsgruppe)
Gennemsnitlig efficiens i DEA modellen	83%	81%
Gennemsnitlig efficiens i SFA modellen	84%	82%
Gennemsnitlig efficiens i bedst-af-to modellen	86%	85%

Note : Bemærk at figuren viser efficiensniveauer og ikke potentialer. Et efficiensniveau på 100% svarer til at selskabet ifølge modellen er fuldt efficient.

Kilde: Copenhagen Economics pba. Ibensoft-Sumicid

Baseret på den samme tilgang som for drikkevandsselskaberne er det vores vurdering, at vi bedst beskriver spildevandsselskaberne på basis af de foreliggende data med en bedst-af-to tilgang. Selskabernes gennemsnitlige efficiens i denne model er 91 % for den lille sammenligningsgruppe og 92% for den store sammenligningsgruppe, dvs. selskaberne kan i gennemsnit spare 8-9 % af de totale omkostninger, jf. Tabel 3.4.

³⁴ De selskaber, som ikke i den lille sammenligningsgruppe, kan strukturelt være lidt anderledes end de som indgår, og det betyder så at en del af fronten der er baseret på den lille sammenligningsgruppe i nogle tilfælde, sandsynligvis kunne have været mere ambitiøs. Som tidligere nævnt skyldes anvendelsen af sammenligningsgrupper et forsigtighedshensyn overfor selskaberne, jf. afsnit 3.6.

Tabel 3.4 Oversigt over efficiensniveauerne for spildevands-selskaberne

	Sammenligningsgruppen for de 66 spildevands-selskaber (lille sammenligningsgruppe)	Sammenligningsgruppen for de 94 spildevands-selskaber (stor sammenligningsgruppe)
Gennemsnitlig efficiens i DEA modellen	87%	90%
Gennemsnitlig efficiens i SFA modellen	90%	89%
Gennemsnitlig efficiens i bedst-af-to modellen	91%	92%

Note : Bemærk at figuren viser efficiensniveauer og ikke potentialer. Et efficiensniveau på 100% svarer til at selskabet ifølge modellen er fuldt efficient.

Kilde: Copenhagen Economics pba. Ibensoft-Sumicsid

Bemærk at efficiensniveauerne er TOTEX efficienser og dermed omfatter såvel kortsigtede OPEX efficienser som langsigtede CAPEX potentialer. Et andet interessant resultat ved TOTEX-benchmarkinganalysen er, at den peger på, at der er en fordel ved at være et dobbeltselskab, dvs. et selskab som varetager både drikke- og spildevand. Synergieffekterne viser sig ved, at disse dobbeltselskaber generelt har en højere efficiensscore på 91% for drikkevandsselskaberne og 95% for spildevandsselskaberne svarende til en gevinst på omkring 3-6 pct., jf. Tabel 3.5.

Tabel 3.5 Synergieffekter ved at være dobbeltselskab

Bedste-af-to efficiensscore	Enkelt-selskaber	Dobbelt-selskaber
Drikkevandsselskaberne	85%	91%
Spildevandsselskaberne	92%	95%

Note: I vandsektoren er der 19 dobbeltselskaber, dvs. selskaber som både har drikkevand- og spildevand.

Kilde: Copenhagen Economics baseret på data fra Forsyningssekretariatet.

3.9 Efteranalyser af de foretrukne modeller

Vi har som supplement til ovenstående analyser af basismodellen undersøgt, om der findes oplagte udeladte variable, som kunne medvirke til at forklare variationen i efficienser mellem selskaberne.

Vi har undersøgt om der er behov for at inddrage forskellige disaggregerede costdrivervariable, MOGS-variable, infrastruktur variable, variable som indikerer om vandsekskabet er en del af et serviceselskab samt variable der indikere om selskabet har oplevet stor vækst i vandmængden de senere år.

Ingen af disse variable har ved nærmere analyse vist sig at være af nærmere betydning. Modellen må således siges at have tilfredsstillende egenskaber i efteranalyser.

For alle disse variable har vi foretaget efteranalyser baseret på Tobit-regressioner. Grunden til at vi bruger en Tobit-regression, er fordi at Tobit estimatoren er designet til at håndtere censureret data. Vores data er censureret i den forstand at efficiensscoren maksimalt kan være 100%. I virkeligheden kan nogle selskaber være mere effektive end andre

selskaber som også har fået en efficiensscore på 100%. I dette tilfælde vil selskaberne alligevel få en efficiensscore på 100% og ikke fx 110%³⁵. Når den afhængige variabel således er censureret, observerer vi ikke alle de underliggende værdier af denne variabel i alle tilfælde. Værdier i et bestemt interval bliver rapportet som en enkelt værdi. Vi kan således opfatte de underliggende efficienser som en stokastisk variabel og efficiensscoren som en censureret variabel heraf, idet efficiensscores over 100% er rapporteret som 100%.

Proceduren har derfor været, at vi først laver en dimensional Tobit-regression: Efficiens som funktion af en konstant og den variabel vi ønsker at teste. Hvis vi finder at variabelen er signifikant, tyder det på at variabelen potentielt har betydning. I det tilfælde foretages herefter igen en Tobit-regression, hvor vi udover konstant og den testede variabel også inkluderer alle de fem costdrivere (jf. tabel 3.1) som forklarende variable. Hvis den testede variabel også er signifikant i denne tobit regression, ville vi havde konkluderet at der potentielt kan være et problem. Dette har dog ikke været tilfældet.

Endvidere har vi testet nogle af de mest oplagte alternativer til de foretrukne modeller. Resultaterne bekræfter, at de foretrukne modeller giver et godt og robust billede af effektiviseringsmulighederne for både drikke- og spildevandsselskaberne.

3.10 Delkonklusion

Kapitlet har vist, at de foretrukne TOTEX-benchmarkingmodeller for både drikkevand- og spildevandsselskaberne har en række hensigtsmæssige egenskaber. Modellerne forklarer omkostningsvariationen godt, de er bedre end sine alternativer og har en række betryggende egenskaber i efteranalyserne samt at skalaantagelserne i DEA-modellerne for både drikke- og spildevandsselskaberne giver begrebsmæssig mening.

Dog viser analysen, at selskabernes efficiensniveauer vurderes lidt forskelligt i DEA-modellerne sammenlignet med SFA-modellerne. For at tage hensyn til den metodiske usikkerhed anbefales derfor bedste-af-to modellerne. Samtidig skal der gøres opmærksom på, at dette netop fungerer som et forsigtighedshensyn overfor selskaberne.

³⁵ Havde man i stedet valgt at foretage samme analyse baseret på OLS, ville man få inkonsistente parameter estimater, dvs. at koefficienterne ikke vil tilnærme sig den sande værdi i takt med at antallet af observationer stiger.

Litteraturliste

Bogetoft, P. (2012), Performance Benchmarking: Measuring and Managing Performance, Springer, New York, pp. 1-255.

Bogetoft, P. and L. Otto (2011), Benchmarking with DEA, SFA and R, Springer, New York, pp. 1-351.

Bogetoft, P. and L. Otto (2011b), Benchmarking, R with DEA, SFA and R, R package, The R, Project for Statistical Computing.

DANVA (2014), "Vejledning om behandling af vandselskabers materielle anlægsaktiver ved de reguleringsmæssige indberetninger", DANVA vejledning nr. 89

Deloitte (2013), "Evaluering af Vandsektorloven endelig rapport", rapport

Haney, A.B and M. Politt (2009), Efficiency Analysis of Energy Networks : An International, Survey of Regulators, Cambridge Working Paper in Economics, 0926.

HMN (2012), "Om gæsteprincippet", HMN Naturgas Præsentation, <http://dansk-ledningsejerforum.dk/g%C3%A6steprincip/g%C3%A6steprincippet-pr%C3%A6sentation.aspx>.

Ofwat (2013), Updated Price Limits Impacts Assesment", rapport

Bilag A

Anvendte estimationsmetoder

I forbindelse med estimationen af drikke- og spildevandsselskaberne anvender vi en række alternative estimationsmetoder. De vigtigste estimationsmetoder som generelt er estimeret fremgår af tabellen nedenfor.

Model estimation	Forklaring
DEA (fdh)	DEA model baseret på fri bortkastelse
DEA (vrs)	DEA model baseret på fri bortkastelse og konveksitet
DEA (irs)	DEA model baseret på fri bortkastelse og konveksitet og ikke aftagende skalaafkast
DEA (crs)	DEA model baseret på fri bortkastelse og konveksitet og konstant skalaafkast
DEA (vrs uden outliers)	DEA vrs modellen med eliminering af frontier outliers
DEA (irs uden outliers)	DEA irs modellen med eliminering af frontier outliers
DEA (crs uden outliers)	DEA crs modellen med eliminering af frontier outliers
SFA (lineær)	Lineær SFA model med halvnormal inefficiens og normalfordelt støjled
SFA (log lineær)	Log lineær SFA model med halvnormal inefficiens og normalfordelt støjled
SFA (log lineær uden outliers)	SFA log lineær model efter eliminering af Cook distance outliers
Maks (vrs)	Bedste af SFA (log lineær) og DEA (vrs uden outliers) og 0,6
Maks (irs)	Bedste af SFA (log lineær) og DEA (irs uden outliers) og 0,6
Maks (ccs)	Bedste af SFA (log lineær) og DEA (irs uden outliers) og 0,6
DEA (vægtrestr vrs u outliers)	DEA vrs modellen med eliminering af frontier outliers og med vægtrestriktioner
DEA (vægtrestr irs u outliers)	DEA vrs modellen med eliminering af frontier outliers og med vægtrestriktioner
DEA (vægtrestr crs u outliers)	DEA vrs modellen med eliminering af frontier outliers og med vægtrestriktioner

Vi har således analyseret de klassiske DEA modeller (DEA (fdh), DEA (vrs), DEA (irs), og DEA (crs)) og de klassiske SFA modeller (SFA og SFA (lineær), hvoraf den første ofte ikke konvergerer). Herudover har vi estimeret varianter af disse, hvor de økonometriske og de frontier-relevante outliers er fjernet. Vi har desuden estimeret en række bedst-af-to modeller, hvor den metodiske usikkerhed omkring valg af DEA eller SFA er løst ved at vælge de vurderinger, som stiller selskaberne i bedst muligt lys. Sidst men ikke mindst har vi analyseret forskellige varianter af DEA modellerne, hvor vi har indlagt vægtrestriktioner, dvs vi har begrænset hvor vigtige de enkelte costdrivere kan være i forhold til hinanden. Vi skal senere forklare de væsentligste vægt restriktioner, vi har analyseret.

Begrundelsen for anvendelse af så mange forskellige estimationsteknikker er for det første, at der teoretisk ikke er enighed om, hvilken metode der er bedst. For det andet er begrundelsen, at vi søger modelspecifikationer, som ikke er for følsomme overfor den valgte estimationsteknik. En tredje begrundelse er, at brugen af flere teknikker kan bruges til at kvantificere usikkerheden omkring de slutteligt beregnede besparelespotentialer. En

fjerde begrundelse er, at det udfordrer selve modelarbejdet og dermed er med til at disciplinere arbejdet med modellerne. I den forbindelse er det specielt nyttigt at sammenligne DEA og SFA modellerne idet disse per natur reagerer forskelligt på en fejl-specifikation.

Det er vigtigt at forstå, at det i vid udstrækning tjener rent analytiske formål, når vi har "prøvet" så mange alternative estimationsmetoder. De mange estimationer kan altså ikke fortolkes som et udtryk for, at der er en ekstrem stor usikkerhed om den rette model. De første fire DEA modeller tjener således alene til at få viden om, hvad outlier-eliminering betyder, og da vi rent begrebsmæssigt ved, at outliers skal fjernes, er de første fire modeller derfor ikke tænkt som reelle forslag. Det samme gælder i nogen grad SFA modellen uden outlier eliminering. Hertil kommer, at valget mellem DEA modellerne reelt understøttes af statistiske goodness-of-fit tests, som tidligere beskrevet. Så alle DEA modellerne er altså ikke lige valide.

Bilag B

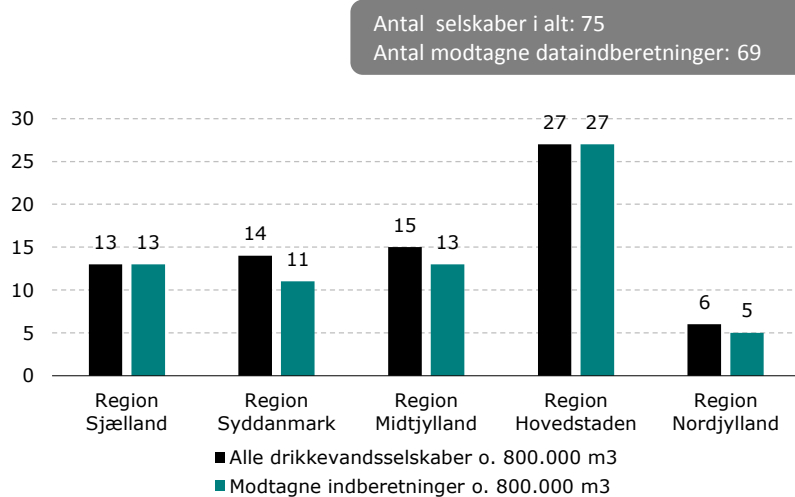
TOTEX-dataindberetningernes fordeling på region og ejerstruktur

Bilaget dokumenterer, at TOTEX-dataindsamlingen er repræsentativ både med hensyn til fordeling på regioner samt ejerstruktur.

B.1 Illustrationer af fordelingen af modtagne indberetninger på regioner samt ejerstruktur

For drikkevandsselskaberne fordeler indberetningen sig jævnt på regioner sammenlignet med populationen, jf. Figur B.1.

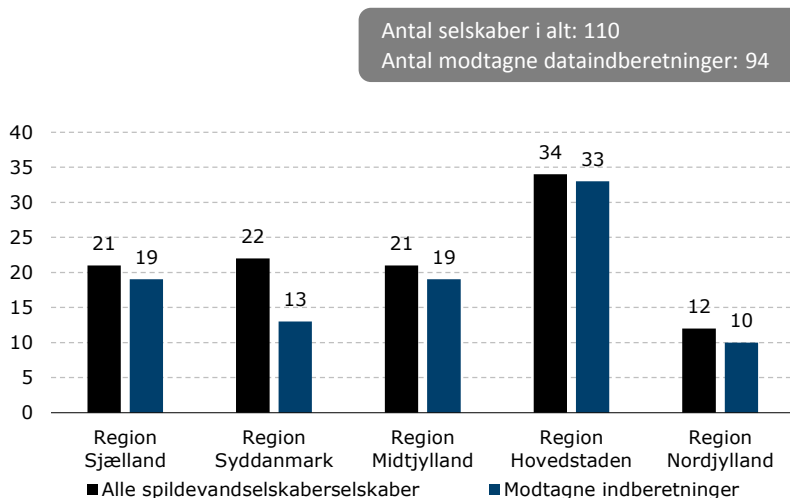
Figur B.1 Antal indberetninger fra drikkevandsselskaber fordelt på regioner (> 800.000 m³)



Kilde: Copenhagen Economics baseret på TOTEX-dataindberetninger samt data fra Forsyningssekretariatet.

For spildevandsselskaberne er alle regioner også repræsenteret, dog er deltagelsesgraden kun 60 % for Region Syddanmark, jf. Figur B.2.

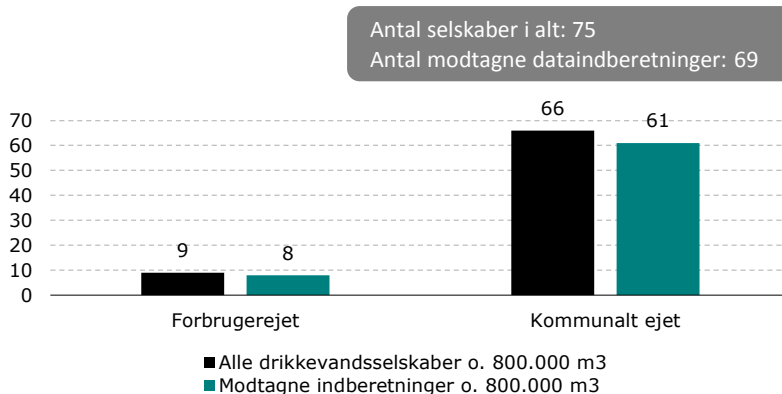
Figur B.2 Antal indberetninger fra spildevandsselskaber fordelt på regioner



Kilde: Copenhagen Economics baseret på TOTEX-dataindberetninger samt data fra Forsyningssekretariatet.

For drikkevandsselskaberne over 800.000 m³-grænsen har næsten alle de forbrugerejede samt kommunalt ejede selskaber indberettet data, jf. Figur B.3.

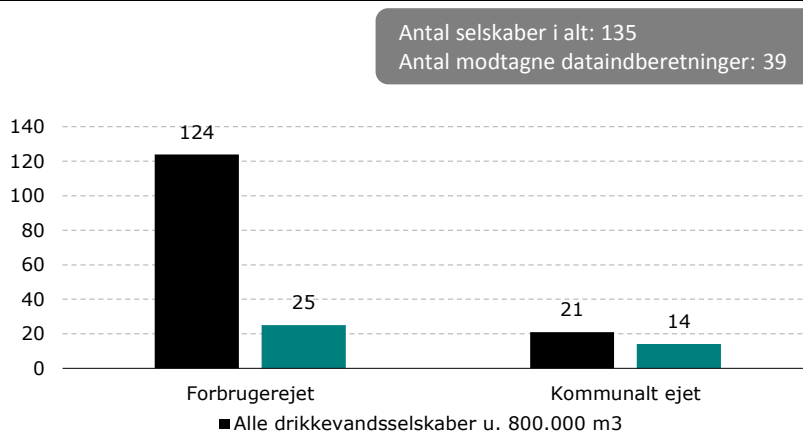
Figur B.3 Antal indberetninger fra drikkevandsselskaber opdelt efter ejerstruktur (>800.000 m³)



Kilde: Copenhagen Economics baseret på TOTEX-dataindberetninger samt data fra Forsyningssekretariatet.

For drikkevandsselskaberne under 800.000 m³-grænsen har flere forbrugerejede selskaber indberettet data end kommunalt ejede, jf. Figur B.4.

Figur B.4 Antal indberetninger fra drikkevandsselskaber opdelt efter ejerstruktur (<800.000 m³)



Kilde: Copenhagen Economics baseret på TOTEX-dataindberetninger samt data fra Forsyningssekretariatet.

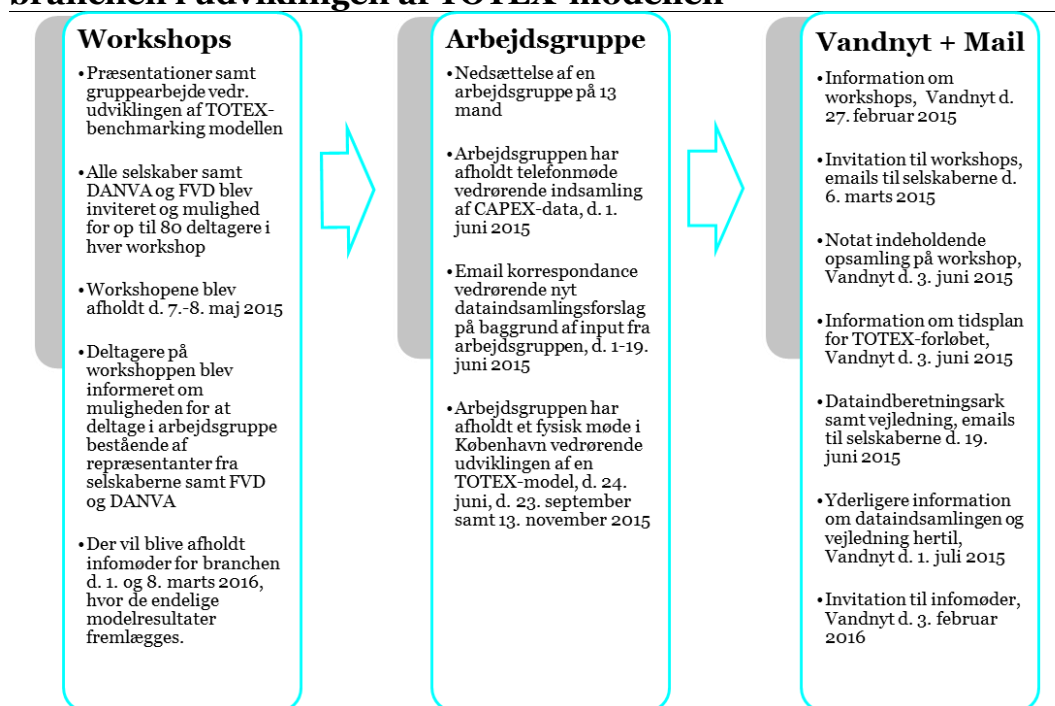
Dette afspejler dog, at de fleste drikkevandsselskaber under 800.000 m³-grænsen er forbrugerejede.

Bilag C

Oversigt over inddragelse af branchen i udviklingen af TOTEX-benchmarkingmodellerne

Branchen har løbende været inddraget og er blevet orienteret om udviklingen af TOTEX-benchmarkingmodellerne for branchen, jf. figur C.1 og tabel. C.1

Figur C.1 Oversigt over inddragelse og kommunikation med branchen i udviklingen af TOTEX-modellen



Source: Copenhagen Economics

Tabel C.1 Medlemmer af arbejdsgruppen

Navn	Stilling	Selskab/Firma
Robert Jensen	Rådgiver	Danske Vandværker
Neel Ploug Olsen	Rådgiver	Danske Vandværker
Arne Svendsen	Områdechef, Ressourcer & Anlæg	VandCenter Syd
Bertel Ifversen	Økonomi konsulent	DANVA
Gitte Benner Storm	Administrationschef	Hørsholm Vand
Gorm Bacher	In-house konsulent	Furesø Egedal Forsyning
Henrik Harregaard Jordalen	Direktør/CEO	Vandcenter Djurs
Jens Ejnar Kristensen	Driftschef	Birkerød Vandforsyning
John Ebsen	Ingeniør	Silkeborg Forsyning
Jørn Due/Tina Vad	Bestyrer	Furesø Vandforsyning
Ole Balsby Lyhne	Økonomidirektør	Haderslev Forsyning/Provas
Søren Heegaard	Økonomidirektør/CFO	BIOFOS
Søren Larsen	Økonomi konsulent	DANVA
Søren Povlsen	Chefkonsulent	HOFOR
Eske Benn Thomsen	Fuldmægtig	Forsyningssekretariatet
Rikke Leerberg Jørgensen	Fuldmægtig	Forsyningssekretariatet
Lasse Krogh	Fuldmægtig	Forsyningssekretariatet
Peter Bogetoft	Professor	Ibensoft
Sigurd Næss-Schmidt	Partner	Copenhagen Economics
Johanne Jørgensen	Economist	Copenhagen Economics

Kilde: Copenhagen Economics