



Miljøministeriet
Miljøstyrelsen

Virkemiddelkatalog for NO_x , $\text{PM}_{2.5}$, NMVOC og NH_3

Miljøprojekt nr. 1514, 2013

Titel:

Virkemiddelkatalog for NOX, PM2.5,
NMVOC og NH3

Redaktion:

Incentive og FORCE Technology

Udgiver:

Miljøstyrelsen
Strandgade 29
1401 København K
www.mst.dk

År:

2013

ISBN nr.

978-87-93026-64-3

Ansvarsfraskrivelse:

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

Må citeres med kildeangivelse.

Forord

Rapporten er udarbejdet af Incentive og Force Technology for Miljøstyrelsen. Incentive har varetaget projektledelsen, og Force Technology har været underleverandør til Incentive. Rapporten er udarbejdet i løbet af slutning af 2012 og første halvår af 2013.

Der har ikke været knyttet en følgegruppe til projektet.

Indhold

Konklusion og sammenfatning	7
1.1 NMVOC	8
1.2 PM2.5	10
1.3 NO _x	11
1.4 NH ₃	13
2. Indledning	14
3. Tilgang og metode	15
3.1 Trin 1: Udgangspunkt - Emissionsopgørelser	16
3.2 Trin 2: Virkemidler	17
3.3 Trin 3: Effekt	18
3.4 Trin 4: Samfundsøkonomi.....	18
3.4.1 Metode	18
3.4.2 Forudsætninger	18
3.4.3 Enhedspriser	19
3.4.4 Følsomhedsanalyser	20
4. Reduktion af NMVOC og PM_{2.5} fra brændeovne	21
4.1 Udgangspunkt — emissionsopgørelser	21
4.2 Virkemiddeloversigt.....	23
4.3 Virkemidler: ”Trinvis udfasning” og ”trinvis udfasning – ny teknologi”	24
4.3.1 Effekt på emissioner	24
4.3.2 Budgetøkonomi og effekter for brændeovnejerne	27
4.3.3 Samfundsøkonomi	29
4.4 Virkemiddel: Tilskud til udskiftning.....	30
4.4.1 Effekt på emissioner	30
4.4.2 Budgetøkonomi	32
4.4.3 Samfundsøkonomi	33
5. Reduktion af NO_x	36
5.1 Udgangspunkt — emissionsopgørelse for NO _x	36
5.2 Virkemiddeloversigt.....	38
5.3 Virkemiddel: Ændring af NO _x -afgift	39
5.3.1 Effekt på emissioner af ændring fra 5 til 25 kr./kg NO _x	39
5.3.2 Effekt på emissioner af forhøjelse af afgift fra 25 kr./kg NO _x for centrale værker, affaldsværker og decentrale kraftvarmeværker.....	41
5.3.3 Effekt på emissioner af forhøjelse af afgift fra 25 kr./kg NO _x for industri og fjernvarme	43
5.4 Virkemiddel: NECA for indenrigsskibsfart.....	46
5.4.1 Udgangspunkt	46
5.4.2 Effekt på emissioner	47
5.4.3 Budget- og samfundsøkonomi.....	47
5.5 Opsummering	48
6. Reduktion af PM_{2.5}.....	49
6.1 Udgangspunkt — emissionsopgørelse for PM _{2.5}	49

6.2	Virkemiddeloversigt.....	50
6.3	Virkemiddel: Partikelfiltre for nye skibe.....	51
6.3.1	Udgangspunkt	51
6.3.2	Effekt på emissioner	51
6.3.3	Budget og samfundsøkonomi	51
7.	Reduktion af NMVOC	52
7.1	Udgangspunkt — emissionsopgørelse for NMVOC.....	52
7.2	Virkemiddeloversigt.....	53
7.3	Virkemiddel: "Raffinaderier"	54
7.3.1	Potentiale.....	55
7.4	Virkemiddel: Krav om VOC-reduktion fra maleanlæg.....	55
7.5	Virkemiddel: Begrænsninger i anvendelse af propan og butan som drivmidler i spraydåser	57
7.5.1	Budget- og samfundsøkonomi.....	57
7.6	Virkemiddel: Forbud mod salg af sprinklervæske med højt indhold af solventer uden for vinterperioden.....	58
7.6.1	Samfundsøkonomi	59
7.7	Opsummering	59
8.	Reduktion af NH₃.....	60
8.1	Udgangspunkt — emissionsopgørelse for NH ₃	60
8.1.1	Forudsætninger for fremskrivning af NH ₃ -emission fra landbrug i DCE 7-2012	62
8.1.2	Staldsystemer for køer	62
8.1.3	Staldsystemer for svin.....	62
8.1.4	Gylleforsuring.....	63
8.1.5	Luftrensning.....	63
8.1.6	Estimering	63
8.2	Virkemiddeloversigt.....	65
8.3	Virkemiddel: Skærpede BAT-krav for nye og eksisterende stalde.....	65
8.4	Virkemiddel: Skærpede krav til teknologi ved udbringning	67
8.5	Opsummering	68
9.	Referencer	69
10.	Bilag 1: Brændeovne og –kedler	71
11.	Bilag 2: Emissioner af NO_x.....	77
12.	Bilag 3: Emissioner af NMVOC.....	82
13.	Bilag 4: NH₃	84

Konklusion og sammenfatning

EU-kommissionen forventes i 2013 at fremsætte forslag til et nyt NEC-direktiv, hvori der fastsættes nye emissionslofter/reduktionsmål for NO_x, NMVOC, NH₃ og som noget nyt PM_{2.5}.

Som forberedelse til forhandling af et nyt NEC-direktiv har Miljøstyrelsen bedt Incentive og Force Technology om at belyse omkostningerne ved at reducere emissionerne af de relevante stoffer yderligere samt om at belyse potentialet for at reducere emissionerne ved brug af udvalgte virkemidler.

I tabel 1 har vi samlet de virkemidler, som analyseres i rapporten. Virkemidlerne er generelt opdelt efter emissionstype, undtagen de virkemidler, der er rettet mod brug af brændeovne, og som sigter mod at reducere emissionerne af både NMVOC og PM_{2.5}.

TABEL 1. VIRKEMIDLER OPGJORT PÅ EMISSIONSTYPE

Emission	Virkemiddel
NMVOC	<ul style="list-style-type: none">• Brændeovne: Trinvis udfasning af brændeovne• Brændeovne: Tilskud til udskiftning af brændeovne• Krav til raffinaderier• Krav om VOC-reduktion fra maleanlæg• Begrænsninger i anvendelse af propan og butan som drivmidler i spraydåser• Forbud mod salg af sprinklervæske med højt indhold af solventer uden for vinterperioden
PM _{2.5}	<ul style="list-style-type: none">• Brændeovne: Trinvis udfasning af brændeovne• Brændeovne: Tilskud til udskiftning af brændeovne• Partikelfiltre for nye skibe
NO _x	<ul style="list-style-type: none">• En ændring af NO_x-afgiften• Etablering af et NO_x Emission Control Area (NECA) for indenrigsskibsfart
NH ₃	<ul style="list-style-type: none">• Skærpede BAT-krav for nye og eksisterende stalde• Skærpede krav til teknologi ved udbringning

Nedenfor har vi samlet hovedresultaterne fra analysen opgjort på emissionstype. I tråd med Miljøstyrelsens vejledning for samfundsøkonomiske vurderinger af miljøprojekter har vi for hver emissionstype opgjort følgende i det omfang, de tilgængelige data tillader det:

- Effekten på emissioner frem til 2030
- Det årlige samfundsøkonomiske afkast ved at gennemføre tiltaget. Vi sammenholder det årlige afkast med Finansministeriets afkastkrav på 4% for at vurdere, om virkemidlet er samfundsøkonomisk rentabelt.
- De årlige budgetomkostninger for borgerne, virksomhederne og staten.
- Skyggeprisen opgjort som omkostningen ved at reducere mængden af emission med et kg.

1.1 NMVOC

Den årlige emission af NMVOC forventes i basissceneriet at falde fra ca. 78.000 ton i 2015 til 66.000 ton i 2030.

Vi har undersøgt seks virkemidler til yderligere reduktion, heraf har to virkemidler været med fokus på brændeovne:

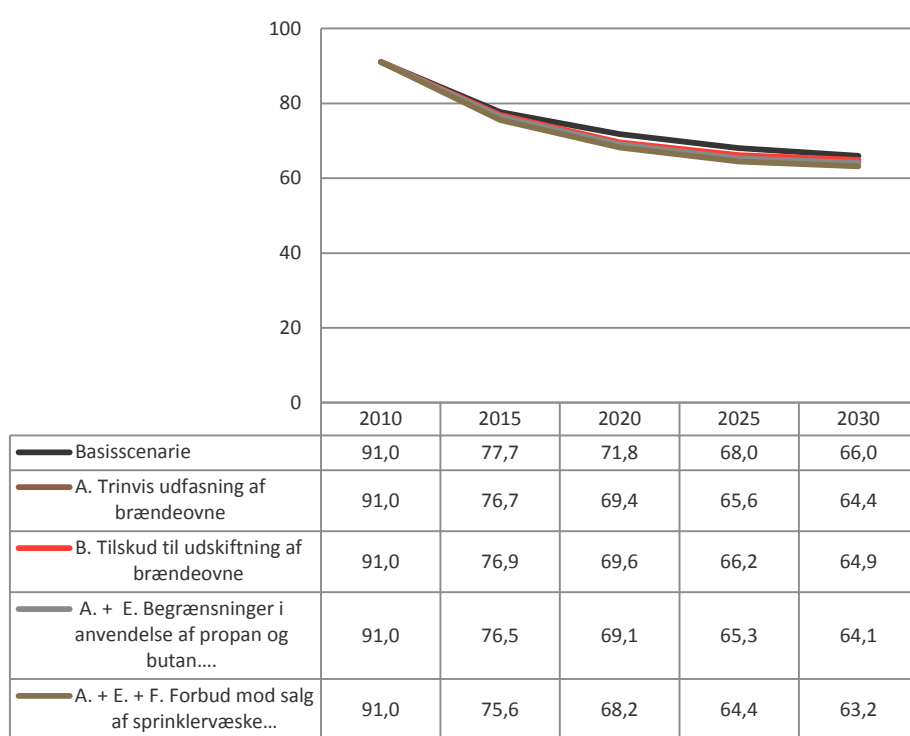
- A. Brændeovne: Trinvis udfasning af brændeovne
- B. Brændeovne: Tilskud til udskiftning af brændeovne
- C. Krav til raffinaderier
- D. Krav om VOC-reduktion fra maleanlæg
- E. Begrænsninger i anvendelse af propan og butan som drivmidler i spraydåser
- F. Forbud mod salg af sprinklervæske med højt indhold af solventer uden for vinterperioden

I figur 1 har vi vist de beregnede effekter på emissionerne af at tage virkemidlerne A, B, E og F i brug.

Vi estimerer, at udfasning (A) af og tilskud til udskiftning (B) af brændeovne vil reducere udledningen af NMVOC med 1.000-1.600 ton i 2030, mens begrænsning i anvendelse af propan og butan som drivmidler i spraydåser (E) estimeres til at give en reduktion på ca. 260 ton/år.

Vi estimerer, at et forbud mod salg af sprinklervæske med højt indhold af solventer uden for vinterperioden vil give en reduktion på ca. 900 ton/år.

For virkemidlerne C og D har det ikke været muligt at opgøre effekten på emissionerne.



FIGUR 1. SCENARIER FOR EMISSIONER AF NMVOC (1.000 TON/ÅR)

I tabel 2 har vi samlet resultaterne af den økonomiske vurdering af virkemidlerne rettet mod emissioner af NMVOC.

TABEL 2. HOVEDRESULTATER FOR ØKONOMISK VURDERING AF VIRKEMIDLER RETTET MOD NMVOC

	Budgetøkonomi		Samfundsøkonomi		
	Borgere [mio. kr./år]	Stat [mio. kr./år]	Overskud, nutidsværdi [mio. kr]	Afkast [%]	Skyggepris ² [kr./kg]
Trinvis udfasning af brændeovne¹	245-296	0	3.392-3.575	17-18 %	Neg.
Tilskud til udskiftning af brændeovne	198	53	5.534	> 100 %	Neg.
Begrænsninger i anvendelse af propan og butan som drivmidler i spraydåser	-	-	-	-	136
Forbud mod salg af sprinklervæske med højt indhold af solventer uden for vinterperioden ³	0	0	104	-	0

Noter: ¹ Vi har undersøgt to alternative scenarier. ² Skal sammenholdes med enhedspris på 5 kr./kg ved en national afgrænsning (dvs. hvor medregner skaderne i Danmark) og 8 kr./kg ved en global afgrænsning (dvs. hvor medregner skaderne i alle lande).

³ Skønnes ikke at udløse nævneværdige omkostninger.

For brændeovne har vi set på to virkemidler, som begge har til formål at fremskynde udskiftningen af brændeovne. Med virkemidlet *trinvis udfasning af brændeovne* sker fremrykningen ved at forbyde brændeovne over en given alder, mens det med virkemidlet *tilskud til udskiftning af brændeovne* sker ved, at der gives tilskud til at udskifte ældre brændeovne. Begge virkemidler til at fremme udskiftningen af ældre brændeovne giver stor reduktion i emissionen og samtidig et højt samfundsøkonomisk afkast. Specielt tilskudsordningen giver et højt afkast. Som det fremgår, er skyggeprisen negativ. Det afspejler, at gevinsterne (reduceret udledning af PM2.5 og NMVOC) ved at bruge virkemidlet overstiger omkostningerne — selv når man ser bort fra reduktionen i den pågældende emission (NMVOC)¹.

Vi finder, at det samfundsøkonomisk ikke vil være rentabelt at indføre begrænsninger i anvendelsen af propan og butan som drivmidler i spraydåser, idet skyggeprisen overstiger skadesomkostningerne ved udledning af NMVOC. Samtidig finder vi, at potentialet for at reducere emissionerne er meget begrænset.

Vi finder, at der er et betydeligt potentiale ved at forbyde salg af sprinklervæske med højt indhold af solventer uden for vinterperioden. Ud fra et samfundsøkonomisk perspektiv giver dette tiltag også god mening, da det ikke udløser nævneværdige omkostninger, så skyggeprisen er tæt på "o".

For raffinaderier har vi ikke fundet velegnede virkemidler til at opnå reduktion. Det samme er tilfældet for krav om VOC-reduktion fra maleanlæg.

¹ Se afsnit 3.4 for en uddybende forklaring af fortolkningen af negative skyggepriser.

1.2 PM2.5

Den årlige emission af PM_{2.5} forventes i basisscenariet at falde fra ca. 20.000 ton i 2015 til ca. 14.000 ton i 2030, jf. figur 2.

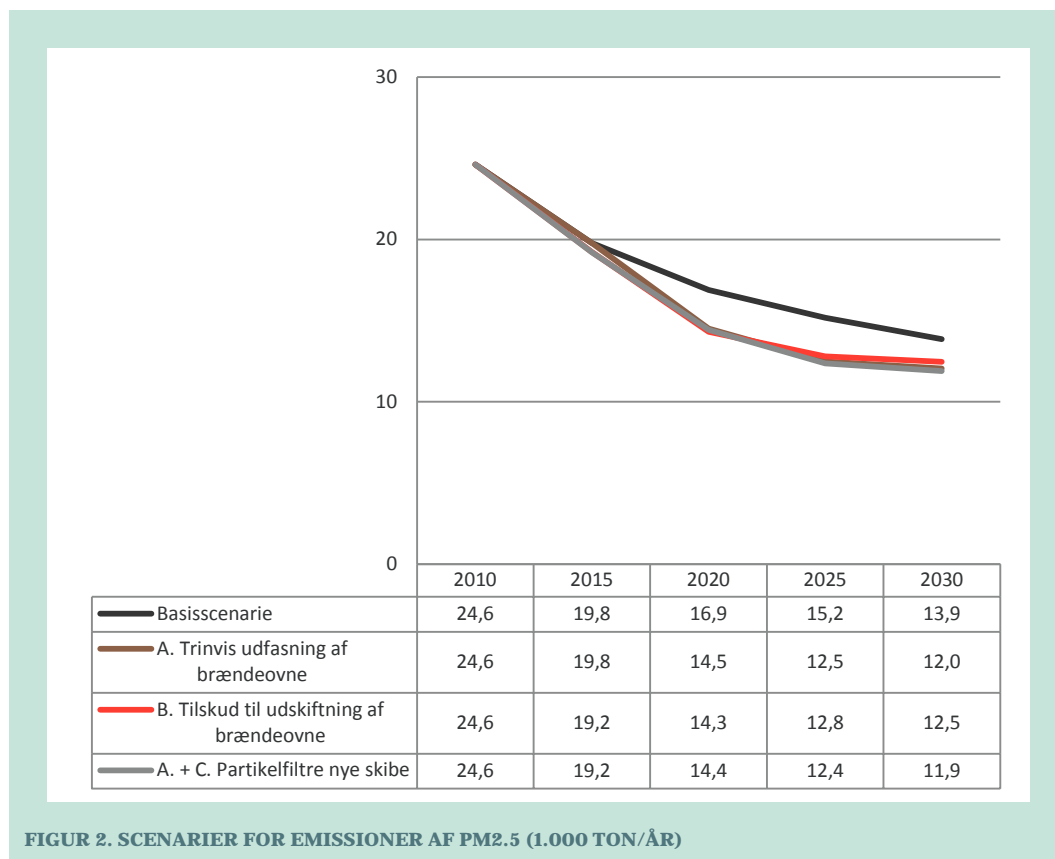
Vi har undersøgt tre virkemidler til yderligere reduktion, heraf er to virkemidler rettet mod at fremskynde udskiftningen af brændeovne:

- A. Trinvis udfasning af brændeovne
- B. Tilskud til udfasning af brændeovne
- C. Partikelfiltre for nye skibe.

Tiltagene rettet mod brændeovne er de samme, som er beskrevet i ovenstående afsnit om NMVOC.

I figur 2 har vi vist de beregnede effekter på emissionerne af at tage virkemidlerne i brug. Vi estimerer, at trinvis udfasning af brændeovne vil føre til, at emissionerne af PM_{2.5} kan reduceres til ca. 12.000 ton i 2030, hvilket er en lidt større reduktion end for tilskud til udfasning af brændeovne.

Kravet om at indføre partikelfiltre på nye skibe bidrager kun i mindre omfang til lavere emissioner af PM_{2.5} (her vist i kombination med trinvis udfasning af brændeovne).



I tabel 3 har vi samlet resultaterne af den økonomiske vurdering af virkemidlerne rettet mod emissioner af PM_{2.5}.

TABEL 3. HOVEDRESULTATER FOR ØKONOMISK VURDERING AF VIRKEMIDLER RETTET MOD PM2.5

	Budgetøkonomi		Samfundsøkonomi		
	Borgere [mio. kr./år]	Stat [mio. kr./år]	Overskud, nutidsværdi [mio. kr]	Afkast [%]	Skyggepris ² [kr./kg]
Trinvis udfasning af brændeovne¹	245-296	0	3.392-3.575	17-18 %	103-105
Tilskud til udskiftning af brændeovne	198	53	5.534	> 100 %	6
Partikelfiltre for nye skibe	-	-	-	-	<248

Noter: ¹ Vi har undersøgt 2 alternative scenarier. ² Skal sammenholdes med enhedspris på 143 kr./kg ved en national afgrænsning og 221 kr./kg ved en global afgrænsning.

Tiltagene rettet mod at fremskynde udskiftningen af ældre brændeovne er rentable ud fra et samfundsøkonomisk perspektiv, idet det årlige samfundsøkonomiske afkast overstiger afkastkravet på 4%. Borgerne afholder alle omkostningerne ved den trinvis udfasning, mens staten har omkostninger ved at yde tilskud til udskiftning af brændeovne. Specielt tilskudsordningen giver et højt samfundsøkonomisk afkast.

Ud fra den sparsomme mængde viden, der er tilgængelig om konsekvenserne af at indføre krav om partikelfiltre på skibe, kan vi ikke vurdere det samfundsøkonomiske afkast.

1.3 NO_x

Den årlige emission af NO_x forventes i basisscenariet at falde fra ca. 95.000 ton i 2015 til ca. 57.000 ton i 2030, jf. figur 3.

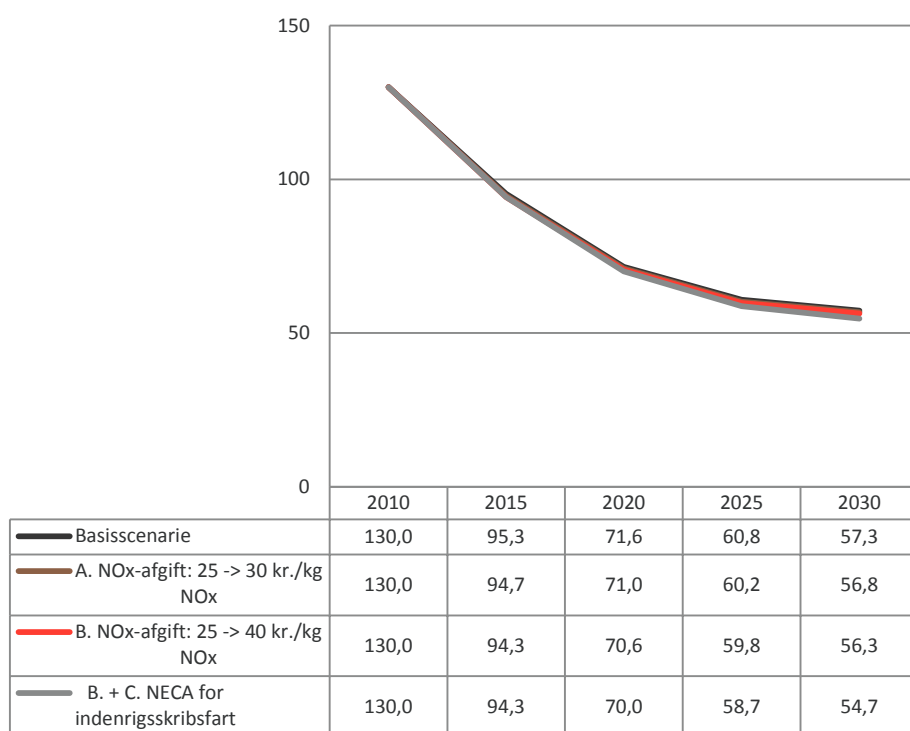
Vi har undersøgt 10 virkemidler til yderligere reduktion. For det første virkemiddel *ændring af NO_x-afgiften* har vi set på to forskellige ambitionsniveauer. Vi har således estimeret effekterne af:

- A. Ændring i NO_x-afgiften fra 25 til 30 kr./kg NO_x
- B. Ændring i NO_x-afgiften fra 25 til 40 kr./kg NO_x
- C. NECA for indenrigsskibsfart

I figur 3 har vi vist de beregnede effekter på emissionerne af at tage virkemidlerne i brug. Det skal understreges, at effekten af at ændre NO_x-effekten kun omfatter effekterne i udvalgte sektorer.

Ved en ændring af NO_x-afgiften på fra 25 til 40 kr./kg NO_x reduceres emissionerne i de udvalgte sektorer med ca. 1.000 ton/år.

Tilsvarende estimerer vi, at etablering af et NECA for indenrigsskibsfart vil reducere emissionerne i 2030 med ca. 1.600 ton NO_x.



FIGUR 3. SCENARIER FOR EMISSIONER AF NOx (1.000 TON/ÅR)

I tabel 4 har vi samlet resultaterne af den økonomiske vurdering af virkemidlerne rettet mod emissioner af NOx. De økonomiske vurderinger for tiltagene rettet mod reduktion af udledningen af NOx er opsummeret i et enkelt nøgletal – skyggeprisen på at reducere 1 kg NOx.

TABEL 4. HOVEDRESULTATER FOR ØKONOMISK VURDERING AF VIRKEMIDLER RETTET MOD NOx

	Skyggepris ² (kr./kg)	Enhedspris Global/ national afgrænsning (kr./kg NOx)
Ændring i NOx-afgiften fra 25 til 30 kr./kg NOx	37	77/ 8
Ændring i NOx-afgiften fra 25 til 40 kr./kg NOx	42	77/ 8
NECA for indenrigsskibsfart	Ca. 3-5	77/ 8

Noter: ² Skal sammenholdes med enhedspris på 8 kr./kg ved en national afgrænsning og 77 kr./kg ved en global afgrænsning.

Ud fra et samfundsøkonomisk perspektiv er det rentabelt at gennemføre alle disse tiltag, hvis man medregner gevinsterne for alle lande, idet skyggeprisen er lavere end den samlede samfundsøkonomiske omkostning på 77 kr./kg ved at udlede i kg NOx.

Hvis man alene medregner gevinster for Danmark, er det alene rentabelt at indføre NECA for indenrigsskibsfart, idet de samlede samfundsøkonomiske (skades-)omkostninger for Danmark kun er 8 kr./kg NOx, der udledes. Omkostningerne er væsentligt højere for en ændring af NOx-afgiften.

1.4 NH₃

Den årlige emission af NH₃ forventes i basisscenariet at falde fra ca. 71.000 ton i 2015 til ca. 57.000 ton i 2030, jf. figur 4.

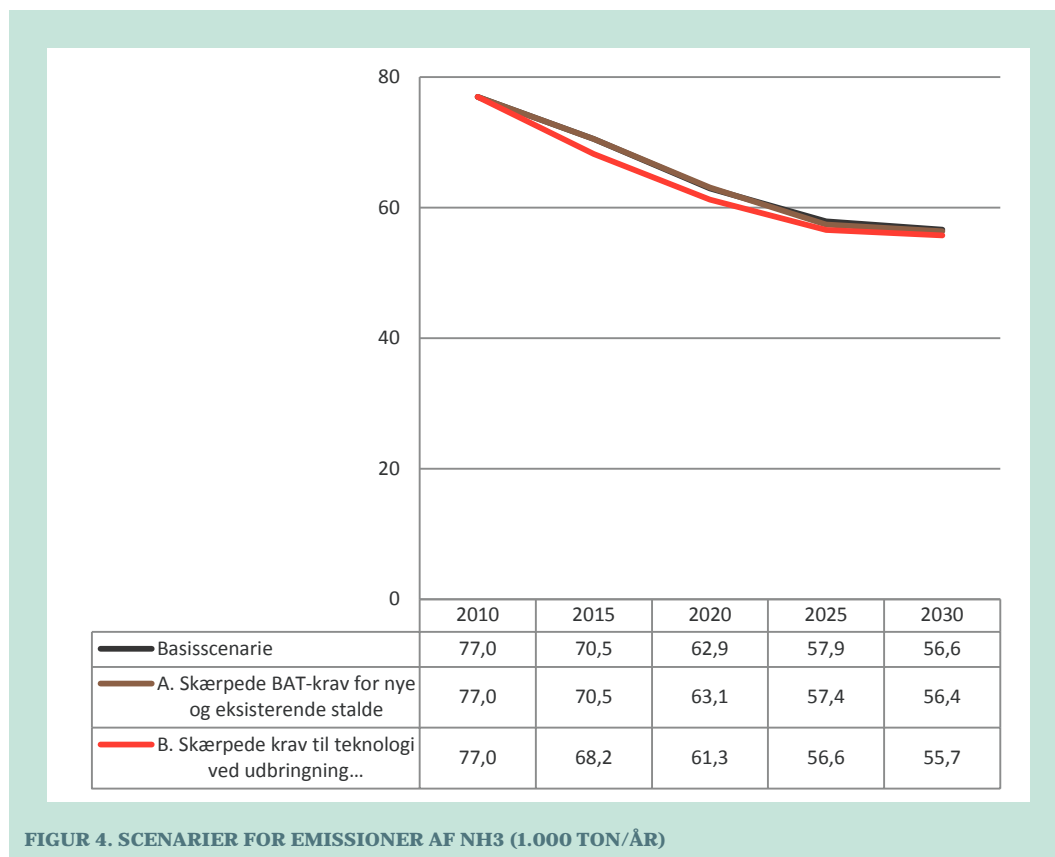
Vi har undersøgt to virkemidler til yderligere reduktion:

- A. Skærpede BAT-krav for nye og eksisterende stalde
- B. Skærpede krav til teknologi ved udbringning

I figur 4 har vi vist den beregnede effekter på emissionerne af at tage de to virkemidler i brug.

Ved fuld implementering vil en skærpelse af BAT-kravet fra 30% til 40% reducere den samlede emission med ca. 14%. Tiltaget kan føre til en lille stigning i emissionerne i de første år. Det skyldes, at tidsfristen for at opfylde de skærpede regler udskydes, hvilket kan udskyde nogle af de reduktioner, man ellers ville have opnået.

Vi vurderer, at skærpede krav til teknologi ved udbringning vil reducere udledningen af NH₃ med godt 2.000 ton i 2015. Effekten af tiltaget er faldende over tid, hvilket skyldes den stigende anvendelse af staldforsuring, som reducerer afdampningen ved udbringning.



Vi har ikke gennemført en egentlig samfundsøkonomisk vurdering af tiltagene. Men der tegner sig et billede af, at krav om forsuring eller nedfældning vil medføre driftsøkonomisk overskud for landmændene, og at et sådan krav derfor kan være omkostningsneutralt.

2. Indledning

EU-kommissionen forventes i 2013 at fremsætte forslag til et nyt NEC-direktiv, hvori der fastsættes nye emissionslofter/reduktionsmål for NO_x, NMVOC, NH₃ og som noget nyt PM_{2.5}.

Som forberedelse til forhandling af et nyt NEC-direktiv har Miljøstyrelsen bedt Incentive og Force Technology om at belyse omkostningerne ved at reducere emissionerne af de relevante stoffer yderligere samt om at belyse potentialet for at reducere emissionerne ved brug af udvalgte virkemidler.

I kapitel 3 præsenterer vi vores tilgang og metode. I kapitel 4 analyserer vi virkemidler rettet mod brændeovne, der reducerer udledningen af både NMVOC og PM_{2.5}. I kapitel 5 betragter vi virkemidler rettet mod reduktion af NO_x og i kapitel 6 virkemidler rettet mod PM_{2.5}. I kapitel 7 analyserer vi NMVOC, og slutteligt i kapitel 8 analyserer vi NH₃.

3. Tilgang og metode

For at belyse hvad det koster at reducere emissionerne af de relevante stoffer og potentialet for at opnå reduktioner, har vi i samarbejde med Miljøstyrelsen udvalgt en række virkemidler, som vi efterfølgende har underkastet en analyse.

Analyserne af de enkelte virkemidler er gennemført på to forskellige detaljeringsniveauer:

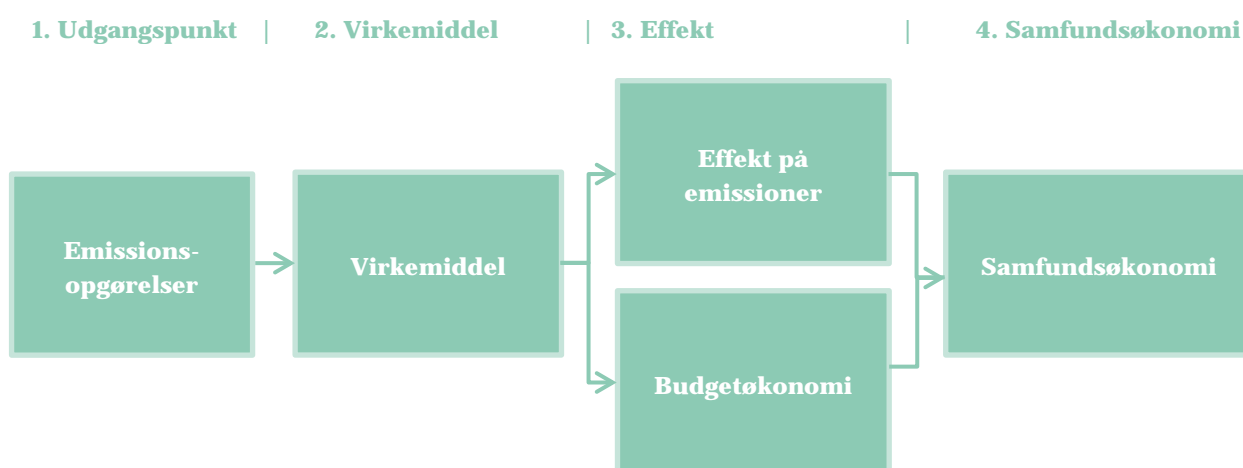
- *Vurdering*: Grundig og dybtgående beskrivelse af de involverede teknologier, de opnåelige reduktioner af udledningerne og de samfundsmæssige gevinster/omkostninger, der er forbundet med at indføre virkemidlerne.
- *Screening*: Kvalitativ beskrivelse af de involverede teknologier med overslag for de mulige effekter på udledningen og de samfundsmæssige gevinster/omkostninger, men uden indsamling af detaljeret viden og i det omfang, at data er tilgængelige.

Dvs., at nogle af virkemidlerne efter aftale med Miljøstyrelsen er undersøgt grundigere end andre.

For hvert virkemiddel gennemfører vi fire trin:

1. *Udgangspunktet*: Vi præsenterer udgangspunktet for analysen — som grundlæggende er DCE'S fremskrivninger af udviklingen i emissioner over tid.
2. *Virkemiddel*: Vi definerer og beskriver de virkemidler, der er udvalgt i samråd med Miljøstyrelsen.
3. *Effekt*: Vi opgør virkemidlets effekt på emissionerne og de budgetøkonomiske omkostninger ved at anvende virkemidlet.
4. *Samfundsøkonomi*: Vi sammenholder omkostninger og effekt, således at vi kan opgøre de samfundsøkonomiske effekter af at anvende virkemidlet.

Tilgangen er illustreret i nedenstående figur:



Nedenfor har vi kort beskrevet den overordnede tilgang for hvert trin. I de efterfølgende kapitler gennemgår vi vurderingerne af de enkelte virkemidler. Beskrivelserne af virkemidler følger i store træk disse trin.

3.1 Trin 1: Udgangspunkt - Emissionsopgørelser

Udgangspunktet for analyserne er DCE's² årlige opgørelser og fremskrivninger af de danske emissioner, som indberettes til UNECE (United Nations Economic Commission for Europe).

Den seneste fremskrivning fra 2012 dækker perioden frem til 2030 og medregner forventede effekter af kendte tiltag og udviklinger, fx i energiforbruget, der påvirker emissionerne.

Siden DCE senest lavede fremskrivninger, er NO_x-afgiften forhøjet fra 5,20 kr./kg til 25 kr./kg pr. 1. juli 2012. (Skatteministeriet, 2011) estimerer, at det giver en reduktion i emissionerne i 2014 på ca. 10.000 ton stigende til ca. 13.000 ton i 2020. Denne effekt har vi indregnet i vores udgangspunkt for analyserne – også kaldet *basisscenariet*.

Udgangspunktet for fremskrivningen af emissionerne er gengivet i tabel 5. Yderligere informationer findes i bilagene.

TABEL 5. UDGANGSPUNKT FOR EMISSIONERNE AF NO_x, PM_{2.5}, NMVOC OG NH₃ (TON/ÅR)

	2010	2015	2020	2025	2030
NO _x	129.980	95.267	71.571	60.779	57.323
NMVOC *	91.034	77.652	71.776	68.043	65.960
NH ₃ *	76.965	70.510	62.942	57.898	56.628
PM _{2.5}	24.619	19.785	16.892	15.184	13.853

Kilde: (Nielsen, O-K, 2012)) korrigeret for (Skatteministeriet, 2011)'s bud på effekten af forhøjelsen af NO_x-afgiften.

* NMVOC og NH₃ er inkl. emission fra dyrkning af afgrøder og behandling af afgrøder.

3.1.1.1 Usikkerheder ved opgørelse og fremskrivning af emissioner

Det skal understreges, at fremskrivning af emissioner og opgørelsen af tiltagenes effekter på emissionerne er behæftet med stor usikkerhed. Selv om vi baserer analysen på det bedst tilgængelige grundlag.

Det skyldes, at niveauet for emissionerne påvirkes af mange faktorer, der kan udvikle sig anderledes end forudsat. Det kan fx være udviklingen i energiforbruget og sammensætningen af energiproduktion, der er under stor forandring. Usikkerheden vedrørende udviklingen i energisektoren påvirker særligt NO_x, fordi det dannes i forbrændingsprocesser til energiproduktion.

Usikkerheden på fremskrivningen af partikler skyldes i høj grad, at der er flere kilder til emissioner af partikler, der ikke er inkluderet i emissionsopgørelsen og derfor heller ikke indgår i fremskrivningen, jf. (Nielsen, O-K, 2012).

For NMVOC-opgørelser er der generelt stor variation mellem kilderne og store usikkerheder knyttet til fx anvendelse af opløsningsmidler.

Andre usikkerheder er emissionsfaktorer for værker, der anvender biomasse og ikke måler deres emissioner kontinuerligt. Forventningen om øget brug af biomasse i fremskrivningen understreger vigtigheden af emissionsfaktorerne for disse anlæg.

² DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi ved Aarhus Universitet. DCE varetager det tidligere Danmarks Miljøundersøgelses opgaver med rådgivning af myndigheder, erhverv og offentligheden i relation til natur, miljø og energi. DCE er forkortelse af: Danish Center for Environment and Energy.

Den store usikkerhed på fremskrivningerne har størst indvirkning på de beregnede reduktioner for virkemidlerne, mens det betyder mindre for de økonomiske beregninger. De er nemlig typisk opgjort pr. kg reduceret emission.

Ud over usikkerhederne på emissionsopgørelserne, så er der også usikkerheder på, om effekten af et virkemiddel vil slå igennem i emissionsopgørelsen. Der kan være flere situationer og grunde til, at en tydelig effekt af et virkemiddel ikke nødvendigvis slår igennem i opgørelsen, fx:

1. Miljøstyrelsens kampagne for renere optænding og fyring i brændeovne har medført en reduktion i emissionen af specielt partikler. Det er dog yderst tvivlsomt, om effekten kan overføres til emissionsopgørelsen, fordi den er baseret på emissionsfaktorer og ikke målinger. Effekten er måske, at kampagnen har bragt emissionen ned til det niveau, som svarer til de anvendte emissionsfaktorer.
2. Reduceres NMVOC-emissionen fra en virksomhed, der ikke anvender et specifikt opløsningsmiddel- og hvor forbruget kan henhøre til netop de virksomheder, så kan det have meget vanskeligt ved at slå igennem i emissionsopgørelsen, fordi den er baseret på anvendelse af meget generelle emissionsfaktorer, som ikke bare lige kan ændres, fordi nogle enkelte virksomheder har dokumentation for en lavere emission.

For at få den fulde effekt af et virkemiddel er det derfor også nødvendigt at undersøge om effekten også vil slå igennem i emissionsopgørelsen, eller om der kan gøres noget, for at den kommer til det.

3.2 Trin 2: Virkemidler

I samråd med Miljøstyrelsen har vi udvalgt en række virkemidler, der reducerer emissionerne af NO_x, NMVOC, NH₃ og PM_{2.5}, jf. tabel 6.

Virkemidlerne er generelt opdelt efter emissionstype, undtagen de virkemidler, der er rettet mod brug af brændeovne, som reducerer emissionerne af både NMVOC og PM_{2.5}.

TABEL 6. VIRKEMIDLER OPGJORT PÅ EMISSIONSTYPE

Emission	Virkemiddel
NMVOC	<ul style="list-style-type: none"> • Brændeovne: Trinvis udfasning af brændeovne • Brændeovne: Tilskud til udskiftning af brændeovne • Krav til raffinaderier • Krav om VOC-reduktion fra maleanlæg • Begrænsninger i anvendelse af propan og butan som drivmidler i spraydåser • Forbud mod salg af sprinklervæske med højt indhold af solventer uden for vinterperioden
PM _{2.5}	<ul style="list-style-type: none"> • Brændeovne: Trinvis udfasning af brændeovne • Brændeovne: Tilskud til udskiftning af brændeovne • Partikelfiltre for nye skibe
NO _x	<ul style="list-style-type: none"> • En ændring af NO_x-afgiften • Etablering af et NO_x Emission Control Area (NECA) for indenrigsskibsfart
NH ₃	<ul style="list-style-type: none"> • Skærpede BAT-krav for nye og eksisterende stalde • Skærpede krav til teknologi ved udbringning

3.3 Trin 3: Effekt

For hvert virkemiddel opgør vi effekten på emissionerne ud fra tilgængelig viden om de relevante teknologier og vurderinger af den forventede udbredelse af teknologierne.

Derudover opgør vi de budgetøkonomiske omkostninger for borgere, virksomheder og staten ved at anvende virkemidlet — typisk investerings- og driftsomkostninger.

Vi har indsamlet de relevante informationer fra eksisterende rapporter og gennem interviews med udvalgte eksperter og virksomheder.

3.4 Trin 4: Samfundsøkonomi

Afslutningsvis gennemfører vi en samfundsøkonomisk analyse af hvert virkemiddel. I den samfundsøkonomiske analyse sammenholder vi værdien af at reducere emissionerne med omkostningerne ved at opnå reduktionerne.

3.4.1 Metode

De samfundsøkonomiske analyser er baseret på Finansministeriets retningslinjer for samfundsøkonomiske analyser, jf. (Finansministeriet, 1999).

Den samfundsøkonomiske metode til vurdering af et virkemiddel er baseret på det grundlæggende princip at sammenligne to situationer:

- *Basisscenariet*, som er den forventede situationen uden at virkemidlet indføres (jf. trin 1).
- *Projektscenariet*, som er den forventede situation med virkemidlet.

Forskellene mellem de to situationer bliver således alene drevet af, at virkemidlet anvendes. Det er således forskellene i emissionsmængder og omkostninger, som er de to drivende komponenter i de samfundsøkonomiske analyser.

I tråd med vanlig samfundsøkonomisk praksis benytter vi to evalueringskriterier til at vurdere virkemidlerne ud fra et samfundsøkonomisk perspektiv, jf. (Finansministeriet, 1999):

- *Nutidsværdien*, der repræsenterer den samlede værdi af fordele og ulemper ved projektet i dets levetid (frem til 2030) tilbageskrevet med kalkulationsrenten til i dag.
- *Den interne rente*, der udtrykker det årlige samfundsøkonomiske afkast af investeringen.

Derudover benytter vi skyggeprisen som kriterium til at vurdere virkemidlerne.

- *Skyggeprisen* udtrykker omkostningen ved at reducere mængden af en given emissionstype med et kilo.

Vi sammenholder skyggepriserne med de såkaldte enhedspriser, der udtrykker værdien af den skade, emissionerne giver anledning til (jf. afsnit 3.4.3). Med andre ord udtrykker enhedsprisen den samfundsøkonomiske gevinst ved at reducere mængden af emission, og skyggeprisen udtrykker omkostningen ved et givet tiltag. Er skyggeprisen lavere end enhedsprisen vil det ud fra et samfundsøkonomisk perspektiv være rentabelt at tage virkemidlet i anvendelse.

I visse situationer kan man nå frem til, at skyggeprisen er negativ. Det betyder, at gevinsterne ved at bruge virkemidlet overstiger omkostningerne — selv når man ser bort fra reduktionen i den pågældende emission. Et eksempel: Vi estimerer effekten af trinvis udskiftning af brændeovne, der reducerer udledningen af både PM2.5 og NMVOC. Hvis gevinsten ved at reducere udledningen af PM2.5 via udfasning af brændeovne overstiger de samlede omkostninger ved at udskifte brændeovne, vil skyggeprisen på NMVOC være negativ.

3.4.2 Forudsætninger

De samfundsøkonomiske analyser er lavet ud fra de forudsætninger, der fremgår af tabel 7.

TABEL 7. FORUDSÆTNINGER FOR DE SAMFUNDSØKONOMISKE VURDERINGER

Element	Værdi/forudsætning	Kilde/bemærkning
Prisniveau	2013-priser	
Kalkulationsrente	4 %	Jf. retningslinjer fra Finansministeriet.
Nettoafgiftsfaktor	1,35	Angivet af Finansministeriet i forbindelse med arbejdet med Klimaplanen 2012.
Skatteforvridningstab	20 %	(Finansministeriet, 1999)
Geografisk afgrænsning	Global	Følsomhed med national afgrænsning.
Tidshorizont	Indtil 2030	
Energipriser	Energistyrelsens seneste fremskrivning, efterår 2012	Oplyst af Energistyrelsen i forbindelse med arbejdet med klimaplanen.
Enhedspriser for emissioner, generelle	Jf. (DMU, 2010)	Fremskrivning; Se nedenfor.
Real fremskrivning af enhedspriser for emissioner	BNP pr. capita	
BNP pr. capita	-	(Finansministeriet, 2012)

3.4.3 Enhedspriser

De anvendte enhedspriser fremgår af tabel 8. De anvendte enhedspriser er baseret på den bedste tilgængelige information — udvalgt i samråd med Miljøstyrelsen.

Enhedspriserne udtrykker den skade på befolkningens helbred, som emissionerne giver anledning til opgjort i kr./kg. Det fremgår fx, at udledningen NO_x vurderes at medføre skader på 8 kr. pr. kg, hvis man alene medregner skaderne i Danmark (national afgrænsning). Hvis man medregner effekterne for alle lande (global afgrænsning), er skadesomkostningerne 77 kr. pr. kg

TABEL 8. ENHEDSPRISER FOR EMISSIONER, OPDELT PÅ NATIONAL OG GLOBAL AFGRÆNSNING, KR. PR. KG, 2013-PRISER

	National	Global
NO_x	8	77
PM_{2.5}	143	221
NM_{VOC}	5	8
NH₃	(Se note)	(Se note)

Noter: Der eksisterer ikke enhedspriser for NH₃; derfor vurderer vi virkemidler møntet på NH₃ ud fra skyggeprisen. Opdelingen af NM_{VOC} på national og global er beregnet baseret på fordelingsnøglen for PM_{2.5}. Opregnet til nettoafgiftsfaktor på 1,35.

Kilde: Egne beregninger (European Environment Agency, 2011) og (Danmarks Tekniske Universitet; Insitut for Transport, 2010)

I analysen regner vi i 2013-priser, men vi har opgjort omkostningen i hvert enkelt år. I tråd med vanlig samfundsøkonomisk praksis har vi opgjort de fremtidige værdisætninger af emissioner med udgangspunkt i den forventede vækst i BNP pr. capita.

Udgangspunktet for analysen er en global afgrænsning, dvs. at vi medregner effekterne for alle lande. Vi har gennemført følsomhedsanalyser baseret på en national afgrænsning.

3.4.4 Følsomhedsanalyser

For hvert tiltag har vi gennemført følsomhedsanalyser for de mest centrale inputdata og de mest usikre parametre for at undersøge, hvor robuste resultaterne er over for ændringer i forudsætningerne for beregningerne.

Følsomhedsanalyserne er gennemført som alt-andet-lige-analyser, dvs. vi fastholder alle andre parametre i analysen og undersøger, hvad det betyder for resultatet, når vi alene ændrer på én forudsætning/parameter.

4. Reduktion af NMVOC og PM_{2.5} fra brændeovne

I dette afsnit ser vi på tiltag, der er rettet mod at reducere emissionerne af NMVOC og PM_{2.5} fra brændeovne.

4.1 Udgangspunkt – emissionsopgørelser

Udgangspunktet for analysen er DCE's fremskrivning af emissionerne fra brændeovne (jf. tabel 9), der baserer sig på udviklingen i bestanden af brændeovne (jf. tabel 10).

TABEL 9. BASISSCENARIET FOR DCE'S FREMSKRIVNINGER FOR BRÆNDEOVNE

Emission	2010	2015	2020	2025	2030
NMVOC	10.858	7.939	5.586	4.643	3.698
PM _{2.5}	12.846	10.326	8.105	6.989	5.875

Kilde: DCE

TABEL 10. UDVIKLING I BESTANDEN AF BRÆNDEOVNE

Ovntype	2010	2015	2020	2025	2030
Gammel ovn	202.500	127.500	65.000	52.500	40.000
Nyere ovn	315.000	277.500	232.500	157.500	82.500
Moderne ovn	120.000	120.000	117.500	105.000	92.500
Ny moderne ovn	112.500	225.000	335.000	435.000	535.000
I alt	750.000	750.000	750.000	750.000	750.000

Kilde: DCE

Som det fremgår, estimerer DCE, at emissionerne falder i de kommende år i takt med, at de ældre brændeovne gradvist erstattes med nye ovne. DCE forudsætter i deres opgørelser, at

- antallet af brændeovne er konstant over tid, 750.000 stk.
- der årligt udskiftes 25.000 brændeovne. Hovedparten af disse er ældre brændeovne, der erstattes med nye ovne.

DCE regner i princippet med et konstant brændeforbrug for de fire ovntyper, som vist i nedenstående tabel, men for at få brændeforbruget for et konstant antal brændeovne til at passe med Energistyrelsens fremskrivninger for brændeforbruget, så korrigeres det aktuelle samlede forbrug.

TABEL 11. BRÆNDEFORBRUG I DCE'S FREMSKRIVNING

Træforbrug	GJ/anlæg
Gammel ovn	20
Nyere ovn	27
Moderne ovn	25
Ny moderne ovn	25

Som det fremgår, er brændeforbruget på Moderne og Ny moderne ovne større end forbruget i Gammel ovn, selvom de nye ovne er mere effektive. Brændeforbruget vil altså reelt være mindre, for at opretholde den samme opvarmning. Vi vil forvente et fald i brændeforbruget i takt med at Gammel og Nyere ovne udskiftes til Ny moderne ovne, pga. den bedre virkningsgrad. Det vil give en større reduktion af emissionen af PM_{2,5} og NMVOC end beregningerne her viser. Vi har dog valgt at se bort fra dette, for at bevare det samme beregningsgrundlag som DCE's beregninger.

Ifølge DCE's emissionsopgørelse bidrager fyring med brænde i brændeovne og brændekedler i private boliger med 60-70 % af Danmarks samlede PM_{2,5} emission og 10-15 % af Danmarks samlede NMVOC-emission. Dette er beskrevet mere detaljeret i henholdsvis kapitel 6 og 7.

I bilag 1 findes en uddybende beskrivelse af opgørelsen af emissioner for brændeovne.

4.2 Virkemiddeloversigt

I samråd med Miljøstyrelsen har vi udvalgt to virkemidler, der kan supplere den hidtidige indsats for at reducere forurening fra brændeovne, jf. tabel 12. Som det fremgår, ser vi på to varianter af det første virkemiddel trinvis udfasning.

Virkemidlerne for brændeovne har til formål at fremskynde udfasningen af de ældre brændeovne.

TABEL 12. VIRKEMIDLER FOR BRÆNDEOVNE

Virkemiddel	Beskrivelse	Niveau for undersøgelse
Trinvis udfasning	<p>Virkemidlet sigter mod at fremskynde den naturlige udskiftning af ældre brændeovne med nye.</p> <p>Virkemidlet omfatter, at der stilles krav om, at brændeovne fra før 1990 skal være udfaset i 2016, og at brændeovne fra før 2005 skal være udfaset i 2021. Effektueres med et forbud mod anvendelse af de gamle ovne efter de angivne datoer.</p> <p>Som supplement har vi gennemført en scenarieanalyse, <i>trinvis udfasning – ny teknologi</i>, som undersøger en situation, hvor den teknologiske udvikling medfører, at nye brændeovne har en endnu lavere emission end de gængse nye brændeovne i dag.</p>	Vurdering
Tilskud til udskiftning	<p>Virkemidlet sigter mod at fremskynde den løbende udskiftning af ældre brændeovne med nye.</p> <p>Det sker ved, at staten giver et tilskud på 2.000 kr. til brændeovnejere, som vælger at udskifte en brændeovn fra før 2005.</p>	Vurdering

Note: Se afsnit 3 for en præcisering af, hvad en "screening" og en "vurdering" dækker over.

Den nye teknologi, vi laver en ekstra scenarieberegning for, dækker over flere forhold, der kan bidrage til lavere emission:

- Fortsat udvikling og optimering af ovnens design
- Automatisk styring af forbrændingen efter måling af temperatur og ilt eller CO₂ i røgen
- Integrering af katalysator i ovnen
- Rensning af røgen for partikler med elektrofilter.

4.3 Virkemidler: ”Trinvis udfasning” og ”trinvis udfasning – ny teknologi”

Nedenfor beskriver vi vurderingerne af virkemidlet *trinvis udfasning* inklusive scenariet *trinvis indfasning – ny teknologi*.

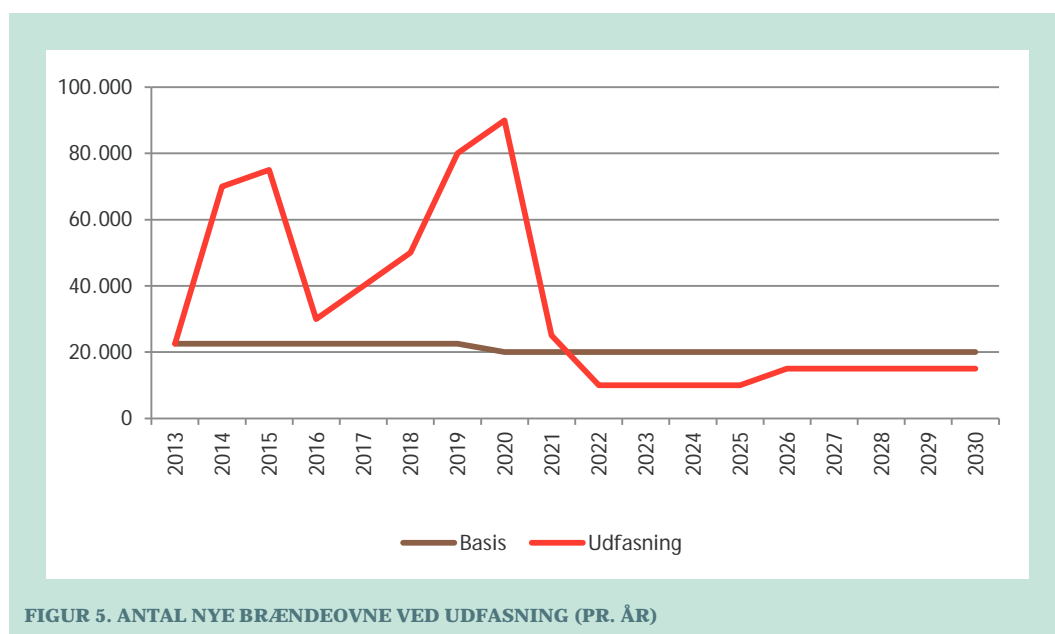
4.3.1 Effekt på emissioner

Vi har opgjort effekten på emissionerne ud fra:

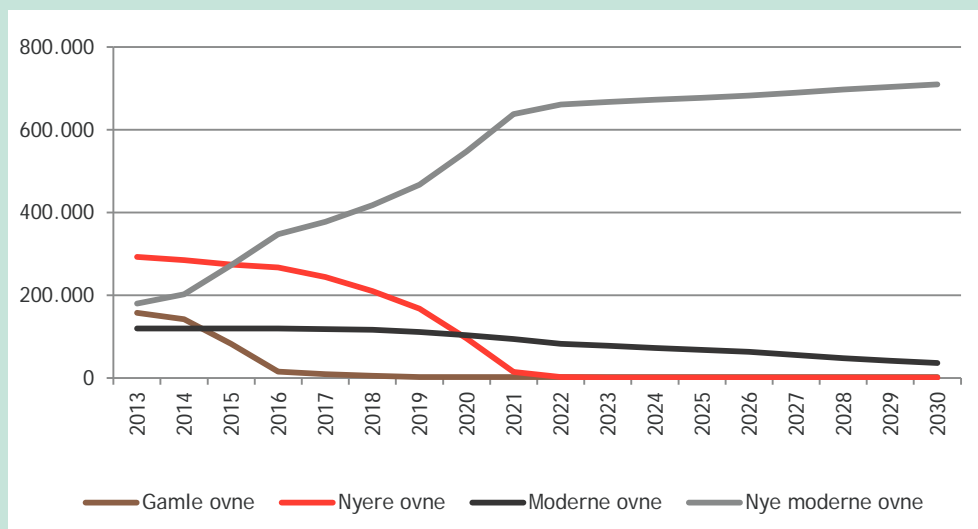
1. Effekten på antal brændeovne, der udskiftes
2. Effekten på bestanden af brændeovne
3. Effekten på emissioner ud fra viden om emissionerne fra de forskellige typer brændeovne.

Den trinvise udfasning betyder, at der udskiftes et stort antal ovne frem til 2016 og igen frem mod 2021. I årene efter er der regnet med et meget lavt antal udskiftninger af brændeovne. Vores vurdering af effekten på udskiftningen af ældre brændeovne frem til 2030 fremgår af figur 5.

Den fremrykkede udskiftning af ældre brændeovne betyder ikke overraskende en ændret sammensætning af bestanden af brændeovne. Udviklingen i bestanden af brændeovne fremgår af figur 6. Antallet af gamle ovne og nyere ovne falder næsten til nul i henholdsvis 2016 og 2021. Vi har regnet med, at der er 3.000 gamle ovne og 1.500 nyere ovne tilbage, som regnes for at være historiske eller på anden måde bevaringsværdige, og som derfor får lov til at blive.



FIGUR 5. ANTAL NYE BRÆNDEOVNE VED UDFASNING (PR. ÅR)
Note: Analysen er baseret på en forudsætning om, at der årligt udskiftes 25.000 brændeovne. Årsagen til at tallet på figuren i basis ikke er 25.000, er, at figuren viser ændringen i antal nye brændeovne, og at der løbende udskiftes nye brændeovne med andre nye brændeovne.



FIGUR 6. UDVIKLING I BESTANDEN AF BRÆNDEOVNE VED UDFASNING

Vores estimater på effekten på emissionen af NMVOC og PM_{2.5} er opgjort ud fra de emissionsfaktorer, der fremgår af tabel 13.

TABEL 13. EMISSIONSFAKTORER (G/GJ)

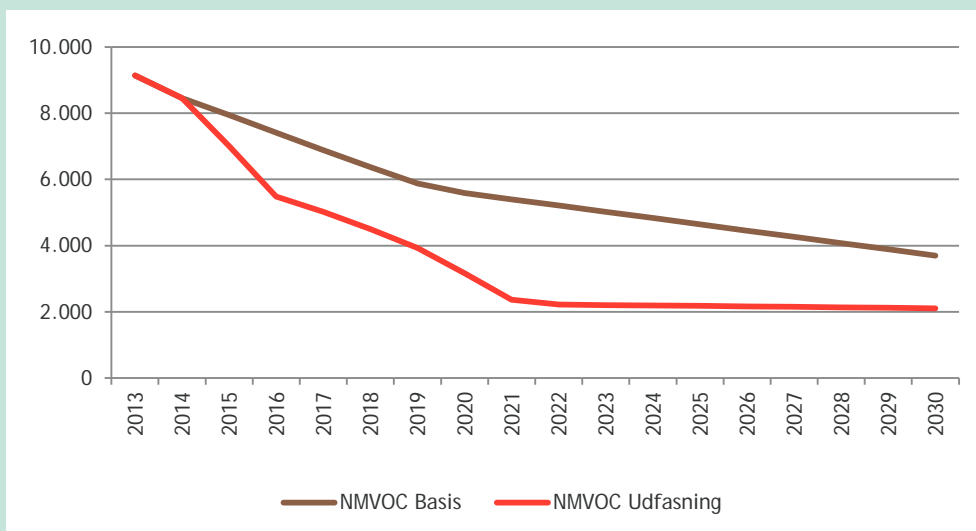
Type af ovn	NMVOC	PM _{2.5}
Gammel ovn	1.200	810
Nyere ovn	560	810
Moderne ovn	250	608
Ny moderne ovn	125	240

Kilde: DCE

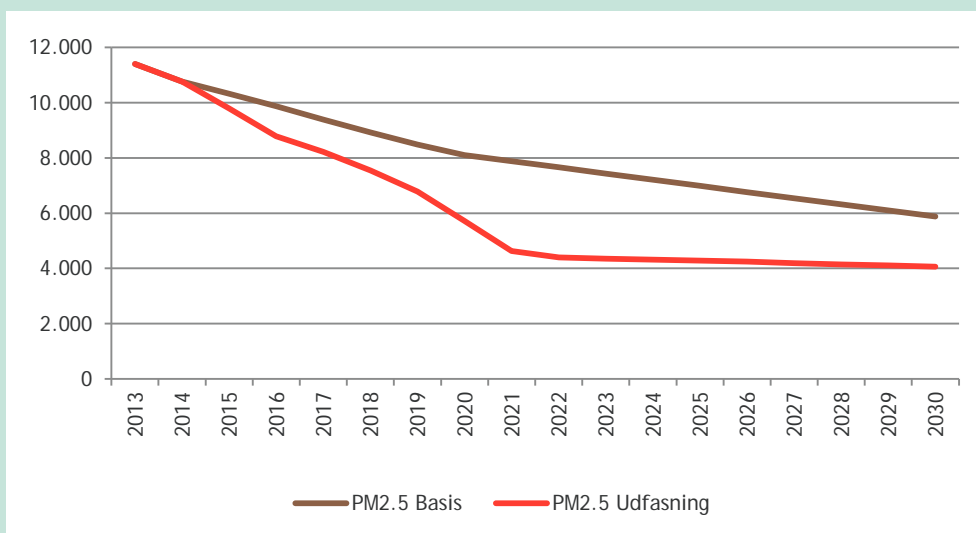
Vores estimater for udviklingen i emissionerne er vist i figur 7 og figur 8:

- Den samlede reduktion i emissionen af NMVOC ved virkemidlet *trinvis udfasning* for perioden fra 2013 til 2030 er ca. 35.000 ton, hvilket er en reduktion på 34 % af den samlede emission på ca. 103.000 ton i basisscenariet.
- Den samlede reduktion i emissionen af PM_{2.5} ved virkemidlet *trinvis udfasning* for perioden fra 2013 til 2030 er ca. 34.000 ton, hvilket er en reduktion på 23 % af den samlede emission på ca. 146.000 ton i basisscenariet.

I bilag 1 findes en uddybende beskrivelse af, hvordan vi har opgjort effekten på emissionerne.



FIGUR 7. UDVIKLING I NMVOC-EMISSION VED TRINVIS UDFASNING

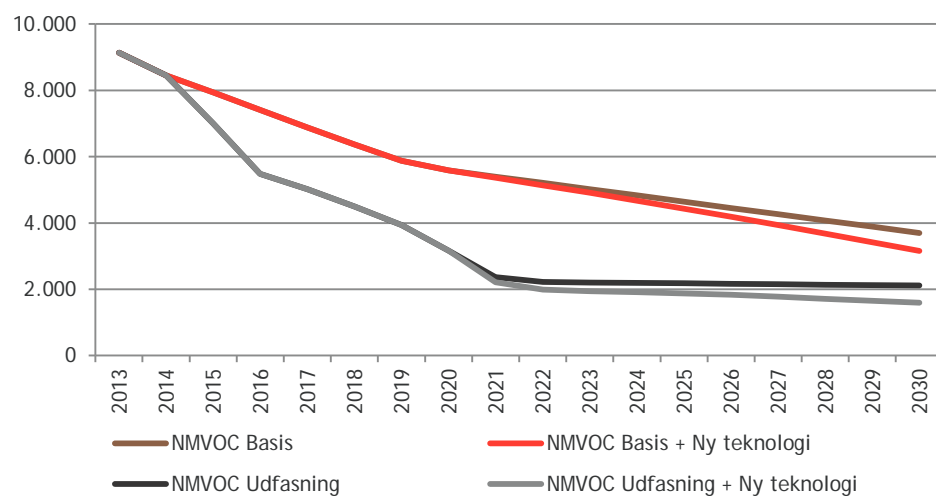


FIGUR 8. UDVIKLING I PM_{2.5} EMISSION FRA BRÆNDEOVNE VED TRINVIS UDFASNING

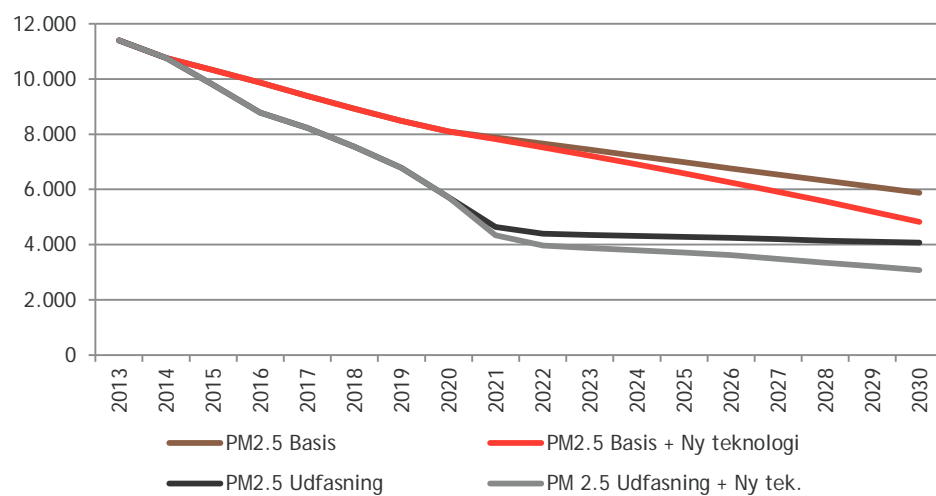
Som det fremgår af figur 9 og figur 10, giver scenariet *trinvis udfasning – ny teknologi* en større reduktion af emissioner i både basis- og projektscenariet, således at nettoeffekten på emissionerne kun er marginalt større end for scenariet *trinvis udfasning*.

Forskellen mellem NMVOC-emissionen for basisscenariet med og uden ny teknologi i brændeovnene er ca. 2.600 ton, svarende til en reduktion på 2,5 %, og den tilsvarende forskel for udfasning er ca. 3.300 ton. Der er således en forskel på disse to scenarier på ca. 700 ton for perioden 2020 til 2030. Forskellen vil dog være stigende i perioden efter 2030, for der vil være forholdsvis flere ovne med ny teknologi.

Forskellen mellem PM_{2.5}-emissionen for basisscenariet med og uden ny teknologi i brændeovnene er ca. 5.000 ton, svarende til en reduktion på 3,4 %, og den tilsvarende forskel for udfasning er ca. 6.300 ton. Der er således en forskel på disse to scenarier på ca. 1.300 ton for perioden 2020 til 2030.



FIGUR 9. UDVIKLING I ANTAL BRÆNDEOVNE VED UDFASNING OG NY TEKNOLOGI OVNE EFTER 2020



FIGUR 10. PM_{2.5} EMISSION FRA BRÆNDEOVNE VED UDFASNING OG NY TEKNOLOGI FRA 2020

4.3.2 Budgetøkonomi og effekter for brændeovnejerne

Den fremskyndede udskiftning påfører brændeovnejerne ekstraomkostninger og gener:

- Anskaffelse og installation af en ny brændeovn: 13.000 kr. pr. brændeovn. Dette estimat er baseret på et pristjek hos leverandører af brændeovne. Omkostningen dækker en kvalitetsbrændeovn, der leveres og installeres.
- Gene for brændeovnejerne ved at skulle udskifte en eksisterende ovn. Vi har opgjort genen ud fra en vurdering af den tid, brændeovnejerne skal bruge (15 timer pr.

brændeovn) og viden om, hvad danskere i gennemsnit synes en time fritid er værd (ca. 83 kr./time i 2013³, betalingsvillighed for 1 times ekstra fritid).

- Udgifter til en kontrolordning. Det vil være nødvendigt at kontrollere alle brændeovne for at sikre, at de påkrævede brændeovne udskiftes. Vi har tages udgangspunkt i, at skorstensfejeren foretager en kontrol, og at denne ekstra kontrol koster brændeovnejerne 100 kr. pr. brændeovn. Vi har vurderet omkostningerne til kontrolordningen ud fra Vejledende gebyrer for lovpligtigt skorstensfejerarbejde⁴. Der er ikke indregnet yderligere omkostninger for fx det offentlige til administration.

I opgørelsen tager vi højde for, at brændeovnejerne under alle omstændigheder skulle udskifte deres brændeovne på et tidspunkt. Og ville skulle afholde omkostninger til en ny brændeovn og benytte tiden til udskiftning af brændeovnen.

Derudover indregner vi, værdien af, at bestanden af brændeovne i 2030 vil være nyere ved trinvis indfasning, end hvis der ikke iværksættes initiativer til at fremskynde udskiftningen af ældre brændeovne.

Den samlede meromkostning frem til 2030 fremgår af afsnit 4.3.3.

I scenariet *trinvis udfasning – ny teknologi* undersøger vi en situation, hvor den teknologiske udvikling har medført, at nye brændeovne har endnu lavere emission. Vi indregner en yderligere reduktion af nye brændeovne fra 2020.

- Vi har indregnet, at den teknologiske udvikling fra 2020 vil medføre, at brændeovne bliver dyrere (3.000 kr. pr. brændeovn⁵) som følge af ny teknologi (fx automatisk styring af forbrændingen efter måling af temperatur og ilt eller CO₂ i røgen, integrering af katalysator i ovnen eller rensning af røgen for partikler med elektrofilter).

Vi har medregnet, at nogle ikke får udskiftet den gamle brændeovnen inden for fristen og først får det gjort det følgende år efter skorstensfejers henstilling. Derudover har vi regnet med, at et antal historiske ovne ikke udskiftes og fortsat vil blive anvendt.

Vi har ikke indregnet ændringer i forbruget af brænde, idet ændringer i brændeforbrug ikke indgår i emissionsopgørelserne fra DCE. Vi ved dog, at de nyeste brændeovne har et forbedret virkningsgrad, så brændeforbruget vil være mindre for at holde den samme temperatur i huset. Tilgangen er således i tråd med DCE's tilgang. Vi har heller ikke medregnet nogen nytte for brugerne, ved at have en ny brændeovn i stedet for den gamle. Der er således en positiv effekt for brændeovnejerne ved at fremrykke udskiftningen af brændeovne, som ikke er medregnet i analysen.

I tabel 14 har vi opsummeret de budgetøkonomiske konsekvenser af tiltagene. Som det fremgår, afholdes alle omkostninger af brugerne. Der er ikke indregnet omkostninger til håndhævelse.

TABEL 14. BUDGETØKONOMI (MIO. KR./ÅR)

	Borgere	Stat
Trinvis udfasning	245	0
Trinvis udfasning – ny teknologi	296	0

³ Kilde: (Danmarks Tekniske Universitet; Insitut for Transport, 2010). Tidsværdien stiger med udviklingen i BNP pr. capita over tid.

⁴ (KL, 2013).

⁵ Prisen er i dag ca. 4.000 for en helt ny teknologi. Vi har indregnet en forventning om, at prisen på den nye teknologi falder over tid.

4.3.3 Samfundsøkonomi

Vi har opgjort de samfundsøkonomiske omkostninger og gevinster ved *trinvis udfasning* og *trinvis udfasning – ny teknologi*. I tabel 15 findes en oversigt over resultaterne.

TABEL 15. RESULTATTABEL FOR SAMFUNDSØKONOMI, TRINVIS UDFASNING OG TRINVIS UDFASNING – NY TEKNOLOGI

	Trinvis udfasning	Trinvis udfasning – ny teknologi
	Nutidsværdi i 2013 Mio. kr.	Nutidsværdi i 2013 Mio. kr.
Omkostninger		
Omkostning i alt for staten	0	0
Omkostning i alt borgerne inkl. gene	-2.939	-2.988
Restværdi	301	301
Skatteforvridning	0	0
Omkostninger, i alt	-2.638	-2.687
Værdi af lavere emissioner		
NMVOG	215	220
PM _{2,5}	5.815	6.043
Værdi af lavere emissioner, i alt	6.030	6.262
Nettonutidsværdi (NNV), I alt	3.392	3.575
Intern rente	17%	18%

Note: Negativt fortegn angiver en omkostning. Positiv fortegn angiver gevinst.

For virkemidlet *trinvis udfasning* beløber de samlede omkostninger sig til godt 2.600 mio. kr. i perioden frem til 2030 målt i nutidsværdi. Alle disse omkostninger afholdes af brændeovnssejerne. Der er ikke indregnet omkostninger for det offentlige til at håndhæve ordningen.

Værdien af emissionsreduktionen udgør godt 6.000 mio. kr. i perioden frem til 2030 målt i nutidsværdi.

Samlet giver virkemidlet således et samfundsøkonomisk overskud på næsten 3.400 mio. kr. set over hele perioden frem til 2030. Det årlige samfundsøkonomiske afkast af investeringen (den interne rente) er 17%. Analysen viser altså, at tiltaget er rentabelt ud fra et samfundsøkonomisk perspektiv, idet nettonutidsværdien er positiv og den interne rente overstiger afkastkravet på 4%.

Scenarieanalysen *trinvis udfasning – ny teknologi* giver stort set samme resultater.

Vi har gennemført en række følsomhedsanalyser (herunder indregning af yderligere administrationsomkostninger for det offentlige) og finder en intern rente mellem 9 % og 23 % for virkemidlet *trinvis udfasning*, hvilket altså overstiger afkastkravet på 4 %. For alle de gennemførte følsomhedsanalyser gælder konklusionen, at virkemidlet er samfundsøkonomisk rentabelt.

Igen er resultaterne fra scenarieanalysen stort set de samme.

Vi har også beregnet skyggepriserne for reduktion af NMVOC og PM_{2.5}, jf. tabel 16.

TABEL 16. SKYGGEPRISE (KR. PR. KG)

Skyggepriser	Skyggepris	Enhedspris Global/national
NMVOC	Negativ	8/5
PM _{2.5}	105	221/143

For NMVOC er skyggeprisen negativ⁶. En negativ skyggepris betyder, at det samfundsøkonomisk vil være rentabelt at indføre virkemidlet selv hvis man ikke medregner gevinsten ved reduktion af den pågældende emission, se afsnit 3.4.1 for mere information om negative skyggepriser.

For PM_{2.5} estimerer vi, at de samfundsøkonomiske omkostninger ved at reducere emissionerne er 105 kr. pr. kg, hvilket er mindre end værdien af skaderne ved udledningen af 1 kg PM_{2.5} uanset om man vurderer gevinsterne ud fra en national eller en global afgrænsning.

4.4 Virkemiddel: Tilskud til udskiftning

Nedenfor beskriver vi vurderingerne af virkemidlet tilskud til udskiftning.

4.4.1 Effekt på emissioner

Her har vi også opgjort effekten på emissionerne ud fra:

1. Effekten på antal brændeovne, der udskiftes
2. Effekten på bestanden af brændeovne
3. Effekten på emissioner ud fra viden om emissionerne fra de forskellige typer brændeovne.

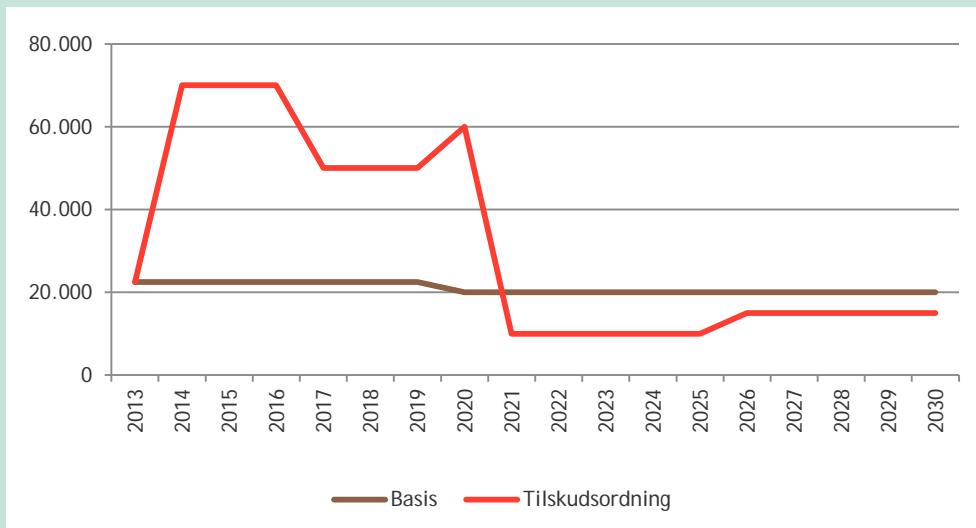
Vi forudsætter, at virkemidlet *tilskud til udskiftning* gælder frem til og med 2020.

Vores vurdering af antallet af brændeovne, der udskiftes, fremgår af figur 11. Vurderingerne er bl.a. baseret på, at Miljøstyrelsen tidligere har vurderet, at et tilskud på 2.000 kr. fører til udskiftning 15 år før tid. Dette er en helt central forudsætning for analysen.

Der er regnet med et boom i antal udskiftede ovne i årene 2014 til 2016, fordi der sandsynligvis er mange, der har overvejet at købe en ny brændeovn – og tilskuddet får dem til at gøre det. Herefter følger et par år med lavere udskiftning, som så topper igen i 2020, som er sidste chance, før ordningen ophører.

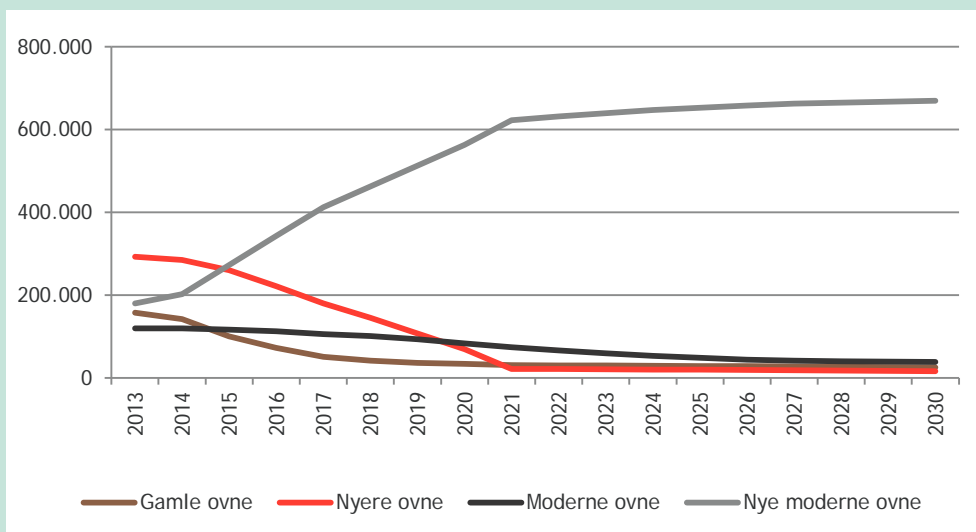
Effekten på sammensætningen af bestanden af brændeovne fremgår af figur 12.

⁶ Resultatet med negative skyggepriser er drevet af, at virkemidlerne reducerer både NMVOC og PM_{2.5}. Vi finder negative skyggepriser, hvis den samfundsøkonomiske gevinst af virkemidlet er positiv, også selvom reduktion i emission af den pågældende emissionstype ikke medregnes. I dette tilfælde gælder det, at gevinsten af reduceret PM_{2.5} er større end de samlede omkostninger ved virkemidlet, og skyggeprisen for NMVOC bliver derfor negativ.



FIGUR 11. ANTAL ÅRLIGT UDSKIFTEDE BRÆNDEOVNE VED TILSKUDSORDNINGEN

Note: Analysen er baseret på en forudsætning om, at der årligt udskiftes 25.000 brændeovne. Årsagen til, at tallet på figuren i basis ikke er 25.000 er, at figuren viser ændringen i antal nye brændeovne, og at der løbende udskiftes nye brændeovne med andre nye brændeovne.

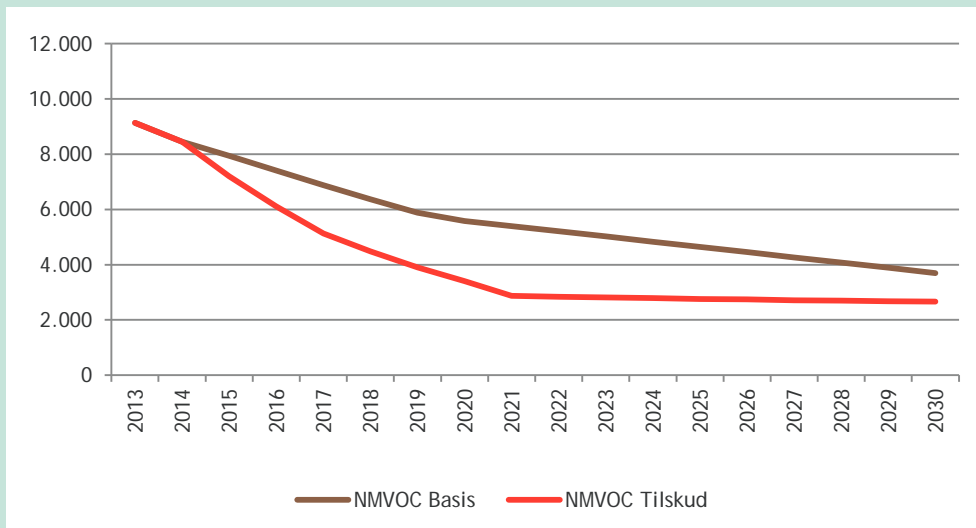


FIGUR 12. UDVIKLING I ANTAL AF BRÆNDEOVNE VED TILSKUDSORDNING

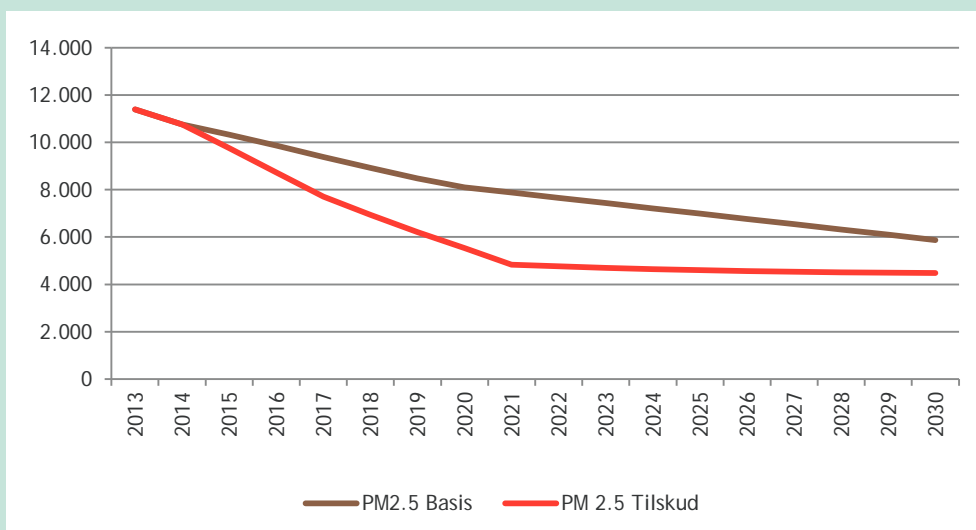
Virkningen på emissionen af NMVOC og PM_{2.5} er vist i figur 13 og figur 14:

- Den samlede reduktion i emissionen af NMVOC ved virkemidlet *tilskudsordning* for perioden fra 2013 til 2030 er ca. 28.000 ton, hvilket er en reduktion på 27 % af den samlede emission på ca. 103.000 ton i basisscenariet.
- Den samlede reduktion i emissionen af PM_{2.5} ved virkemidlet *tilskudsordning* for perioden fra 2013 til 2030 er ca. 33.000 ton, hvilket er en reduktion på 23 % af den samlede emission på ca. 146.000 ton i basisscenariet.

Udviklingen i de samlede emissioner for brændeovne er opgjort ud fra de emissionsfaktorer, der fremgik af tabel 13.



FIGUR 13. UDVIKLING I NMVOC-EMISSION FRA BRÆNDEOVNE VED TILSKUDSORDNING



FIGUR 14. UDVIKLING I PM_{2.5}-EMISSION FRA BRÆNDEOVNE VED TILSKUDSORDNING

4.4.2 Budgetøkonomi

Analysen af dette tiltag er baseret på, at det offentlige giver et tilskud på 2.000 kr. pr. brændeovn frem til 2020.

I analysen har vi taget højde for, at mange af de ældre brændeovne også ville blive udskiftet uden tilskuddet.

Den fremrykkede udskiftning medfører omkostninger for brændeovnejerne. Meromkostningen omfatter udgifter til (jf. afsnit 4.3.2):

- Anskaffelse og installation af en ny brændeovn: 13.000 kr. pr. brændeovn. Dette estimat er baseret på et pristjek hos leverandører af brændeovne. Omkostningen dækker en kvalitetsbrændeovn, der leveres og installeres.
- Udgifter til en kontrolordning. Det vil være nødvendigt at kontrollere alle brændeovne for at sikre, at de påkrævede brændeovne udskiftes. Vi har tages udgangspunkt i, at skorstensfejeren foretager en kontrol, og at denne ekstra kontrol koster

brændeovnsejeren 100 kr. pr. brændeovn. Vi har vurderet omkostningerne til kontrolordningen ud fra Vejledende gebyrer for lovpligtigt skorstensfejarbejde⁷.

Igen har vi ikke indregnet ændringer i forbruget af brænde, idet ændringer i brændeforbrug ikke indgår i DCE's emissionsopgørelser. Og vi har ikke medregnet nogen nytte for brugerne ved at have en ny brændeovn i stedet for en gammel, selv om der skal anvendes mindre brænde for at opretholde samme varme pga. højere virkningsgrad.

I nedenstående tabel har vi opsummeret de gennemsnitlige budgetøkonomiske konsekvenser af tiltaget. Som det fremgår, afholdes hovedparten af omkostningerne af brugerne, mens staten har omkostninger ved at yde tilskud.

TABEL 17. BUDGETØKONOMI (MIO. KR./ÅR)

	Borgere	Stat
Tilskud til udskiftning	198	53

4.4.3 Samfundsøkonomi

Vi har også opgjort de samfundsøkonomiske omkostninger og gevinster ved virkemidlet. I tabel 18 findes en oversigt over resultaterne.

Det er værd at bemærke, at gevinsterne for brændeovnsejerne i tråd med vanlig praksis er beregnet på en anden måde end for den tvungne udskiftning. For de brændeovnsejere, der under alle omstændigheder ville udskifte deres brændeovn, er gevinsten lig med tilskuddet fra staten fratrukket omkostningerne ved kontrolordningen. For de brændeovnsejere, der skifter adfærd, er gevinsten beregnet ved brug af den såkaldte "rule-of-the-half". Den siger kort fortalt, at gevinsterne for dem, der ændrer adfærd, er halvdelen af gevinsten for dem, der alligevel ville have udskiftet deres brændeovn.

⁷ (KL, 2013).

TABEL 18. RESULTATTABEL FOR SAMFUNDSØKONOMI, TILSKUDSORDNING

	Nutidsværdi i 2013 Mio. kr.
Omkostninger	
Omkostning i alt for staten	-650
Omkostning i alt for brugerne	472
Skatteforvridning	-130
Omkostninger, i alt	-309
Værdi af lavere emissioner	
NMVOG	174
PM _{2,5}	5.669
Værdi af lavere emissioner, i alt	5.843
Nettonutidsværdi (NNV), I alt	5.534
Intern rente	>100 %

Note: Negativt fortegn angiver en omkostning. Positiv fortegn angiver gevinst.

For virkemidlet *tilskud til udskiftning* beløber de samlede samfundsøkonomiske omkostninger sig til ca. 300 mio. kr. frem til 2030 målt i nutidsværdi.

Værdien af emissionsreduktionen beløber sig til godt 5.800 mio. kr. frem til 2030 målt i nutidsværdi.

Samlet giver virkemidlet således et samfundsøkonomisk overskud på godt 5.500 mio. kr. set over hele perioden frem til 2030. Det årlige samfundsøkonomiske afkast af investeringen (den interne rente) er meget højt, >100%. Analysen viser altså, at tiltaget er særdeles rentabelt ud fra et samfundsøkonomisk perspektiv. Resultatet er i høj grad drevet af forudsætningen om at et tilskud på 2.000 kr. får mange brændeovnejere til at udskifte deres brændeovn meget før tid.

Vi har gennemført en række følsomhedsanalyser, der alle viser, at konklusionen om, at tiltaget er rentabelt, er robust.

Skyggepriserne for reduktion af VOC og PM_{2,5} er vist i tabel 19.

TABEL 19. SKYGGEPRISE (KR. PR. KG)

	Skyggepris	Enhedspris Global/national
NMVOG	Negativ	8/5
PM _{2,5}	6	221/143

For NMVOC er skyggeprisen negativ⁸ (se afsnit 3.4.1 for mere information om negative skyggepriser).

For PM_{2,5} estimerer vi, at de samfundsøkonomiske omkostninger ved at reducere emissionerne er 6 kr. pr. kg, hvilket er langt mindre end værdien af skaderne ved udledningen af 1 kg PM_{2,5} uanset om man vurderer gevinsterne ud fra et nationalt eller globalt perspektiv.

⁸ Resultatet med negative skyggepriser er drevet af, at virkemidlerne reducerer både NMVOC og PM_{2,5}. Vi finder negative skyggepriser, hvis den samfundsøkonomiske gevinst af virkemidlet er positiv, også selvom reduktion i emission af den pågældende emissionstype ikke medregnes. I dette tilfælde gælder det, at gevinsten af reduceret PM_{2,5} er større end de samlede omkostninger ved virkemidlet, og skyggeprisen for NMVOC bliver derfor negativ.

5. Reduktion af NO_x

I dette afsnit ser vi på tiltag, der er rettet mod at reducere emissionen af NO_x.

5.1 Udgangspunkt — emissionsopgørelse for NO_x

Analyserne af virkemidler rettet mod at reducere emissionen af NO_x tager udgangspunkt i DCE's opgørelse og fremskrivninger korrigeret for den seneste forhøjelse af NO_x-afgiften (jf. afsnit 3).

Basisfremskrivningen for NO_x er gengivet i tabel 20.

TABEL 20. UDGANGSPUNKT FOR EMISSIONERNE AF NO_x (TON/ÅR)

	2015	2020	2025	2030
DCE fremskrivning	105.267	84.571	73.779	70.323
Effekt af øget NO_x-afgift	10.000	13.000	13.000	13.000
Emission inkl. effekt af øget NO_x-afgift	95.267	71.571	60.779	57.323

Kilde: (Nielsen, O-K, 2012) korrigeret for (Skatteministeriet, 2011)s bud på effekten af forhøjelsen af NO_x-afgiften.

Fordelingen af emissioner på sektorer (ekskl. effekten af den forhøjede NO_x-afgift) fremgår af tabel 21. Sektorerne er sorteret efter emissionen i 2030 med den største emission øverst.

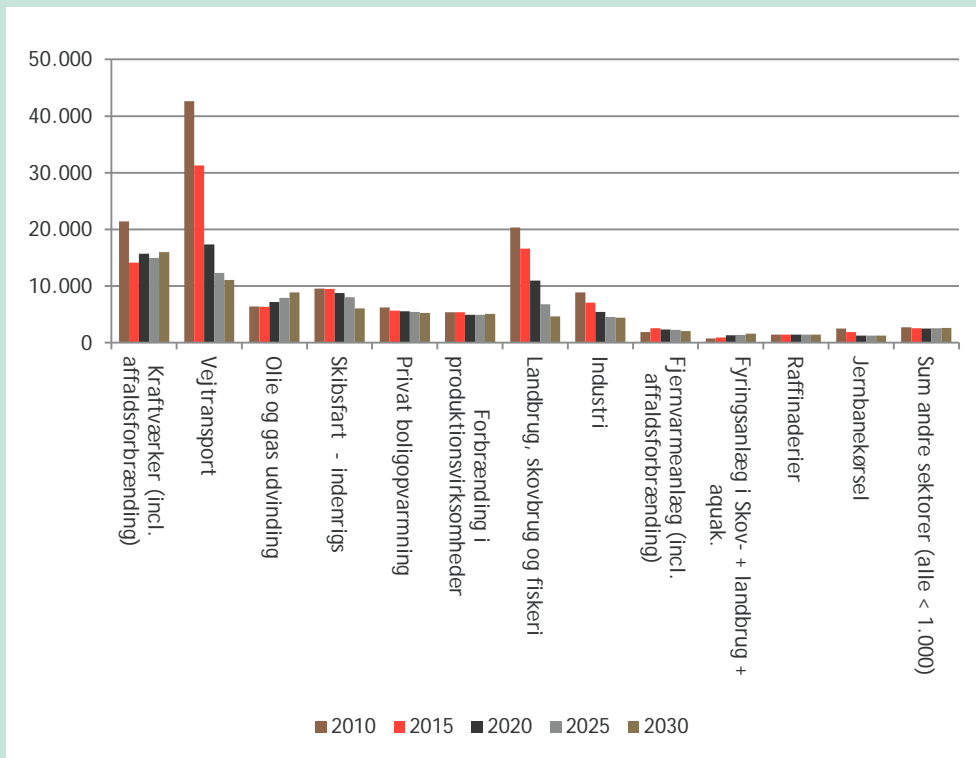
Kraftværker forventes i 2030 at være den største kilde til emissioner efterfulgt af vejtransport.

Emissionerne fra kraftværker og fjernvarmeværker er faldet med 72 % fra 1985 til 2010. I samme periode er den totale emission faldet med 53 %. Reduktionen skyldes bl.a. øget brug af katalysatorer i biler og installation af LowNO_x-brændere og DeNO_x-anlæg på kraftværker og fjernvarmeværker (Nielsen, O-K, 2012).

TABEL 21. FREMSKRIVNING AF NO_x-EMISSIONEN (TON/ÅR) (NIELSEN, O-K, 2012)

Sektor	2010	2015	2020	2025	2030
Kraftværker (inkl. el-producerende affaldsforbrænding)	21.425	14.132	15.703	14.985	15.959
Vejtransport	42.624	31.290	17.318	12.339	11.076
Olie- og gasudvinding	6.398	6.325	7.173	7.890	8.860
Skibsfart (indenrigs)	9.564	9.500	8.769	8.005	6.056
Privat boligopvarmning	6 197	5.673	5.544	5.420	5.252
Forbrænding i produktionsvirksomheder	5.359	5.361	4.934	4.938	5.083
Landbrug, skovbrug og fiskeri (køretøjer og maskiner)	20.312	16.612	10.937	6.784	4.630
Industri	8.874	7.068	5.410	4.543	4.426
Fjernvarmeanlæg (inkl. affaldsforbrænding uden elproduktion)	1.861	2.561	2.310	2.295	2.067
Fyringsanlæg i skov-, landbrug og akvakultur	772	920	1.287	1.350	1.613
Raffinaderier	1.414	1.414	1.414	1.414	1.414
Jernbanekørsel	2.483	1.881	1.280	1.280	1.280
Sum andre sektorer < 1.000 t	2.696	2.528	2.493	2.537	2.608
Sum alle sektorer	129.980	105.267	84.571	73.779	70.324

Fremskrivningerne er også vist skematisk i figur 15. Figuren viser forholdet mellem emissionen fra de forskellige sektorer. Og inden for hvilke sektorer, faldet forventes at ske i de kommende år.



FIGUR 15. NO_x-EMISSIONER [TON/ÅR]

NO_x-emissionen forventes at falde henholdsvis 36 % og 47 % frem til henholdsvis 2020 og 2030. Faldet sker hovedsageligt for vejtransport og andre mobile kilder pga. af de skærpede emissionskrav for køretøjer i euronormerne.

I bilag 2 findes supplerende information om DCE's opgørelse for NO_x inklusive en beskrivelse af usikkerhederne i opgørelsen.

5.2 Virkemiddeloversigt

I samråd med Miljøstyrelsen har vi udvalgt to virkemidler, der kan bidrage til yderligere reduktion af udledningen af NO_x, jf. tabel 22.

TABEL 22. VIRKEMIDLER FOR NO_x

Virkemiddel	Niveau for undersøgelse
Ændring af NO _x -afgift	Vurdering
NECA for indenrigsskibsfart	Screening

Note: Se afsnit 3 for en præcisering af hvad en "screening" og en "vurdering" dækker over.

I forhold til at reducere udledning af NO_x ser vi altså på en yderligere forøgelse af NO_x-afgiften og på effekterne af at indføre et krav om, at indenrigsskibsfart underkastes samme krav, som der stilles til skibe i et NO_x-Emission Control Area (NECA).

I et NECA-område skal alle skibe, der er bygget efter 2015, leve op til de såkaldte Tier III-standarder, der sikrer en reduktion på 80 % i udledningen af NO_x.

Yderligere potentialer for NO_x-reduktioner er beskrevet i bilag 2.

5.3 Virkemiddel: Ændring af NO_x-afgift

I dette afsnit beskriver vi vurderingerne af effekterne af at ændre NO_x-afgiften.

Vurderingerne af NO_x-afgiften adskiller sig fra vurderingerne af de andre virkemidler på to punkter:

- Virkemidlet er taget i brug, siden DCE lavede deres seneste fremskrivninger. Vi har således indregnet en ændring af NO_x-afgiften fra 5 til 25 kr./kg NO_x i basisscenariet, jf. afsnit 5.1.
- Vurderingerne baserer sig på en eksisterende analyse fra (Skatteministeriet, 2011), som vi har suppleret med egne beregninger.

Nedenfor gennemgår vi derfor først effekten af ændringen i afgiften fra 5 til 25 kr./kg NO_x. Derefter ser vi på effekterne af yderligere forhøjelser.

5.3.1 Effekt på emissioner af ændring fra 5 til 25 kr./kg NO_x

NO_x-afgiften blev indført i 2010 med en indeksreguleret afgift på 5 kr./kg NO_x. Afgiften blev pr. 1. juli 2012 forhøjet til 25 kr./kg NO_x. Afgiftsforhøjelsen fra 5 til 25 kr./kg NO_x er, som nævnt, indregnet i vores basisscenarie.

Den tidligere NO_x-afgift på 5 kr./kg NO_x betød, at det kun kunne betale sig at reducere emissionerne på:

- store anlæg, der har SCR-rensning, der kan optimeres til en bedre rensning. Vi vurderer, at udgifterne til en bedre rensning er mindre end den sparede afgift på 5 kr./kg NO_x for anlæg, der har en SCR-katalysator til NO_x-rensning. Specielt for store kraftværksblokke er udgifterne til en bedre rensning mindre end den sparede afgift på 5 kr./kg NO_x. Udgiften til NH₃ er omkring 2 kr./kg NO_x, der fjernes⁹.
- anlæg, der afregner NO_x-afgiften efter måling af emissionen (anlæg større end 30 MW), som med simple tiltag kan reducere NO_x-emissionen fx ved en optimeret styring af forbrændingen.

Med forhøjelsen af afgiften til 25 kr./kg NO_x er det økonomiske incitament til at reducere emissionen naturligvis større.

(Skatteministeriet, 2011) vurderer, at NO_x-emissionerne fra afgiftsbetalende virksomheder vil falde fra et niveau på ca. 37.000 ton i 2012 til 23.400 ton i 2012-20, jf. tabel 23. Faldet dækker over 2 faktorer:

- Ændret brændselsforbrug i perioden 2012-2020
- Ændret NO_x-emission pr. GJ.

Det er kun sidstnævnte, der kan tilskrives ændringen i NO_x-afgiften. (Skatteministeriet, 2011) opgør umiddelbart effekten til ca. 10.000 ton pr. år i 2012. Det var baseret på den oprindelige plan om, at loven skulle vedtages med virkning fra den 1/1 2012. Men den blev udsat, så den først trådte i kraft den 1/7 2012. Derfor opnåede man ikke reduktionen i 2012.

⁹ Der skal tilsættes ca. 0,4 kg NH₃ til en SCR-katalysator for at fjerne 1 kg NO_x.

TABEL 23. NO_x-EMISSIONER IFØLGE SKATTEMINISTERIET I LOVFORSLAGET OM NO_x-AFGIFT (TON/ÅR) (SKATTEMINISTERIET, 2011)

Kilde til udledning af NO _x	2012	2012-20	Reduktion, %
Centrale kraftvarmeværker	8.200	4.600	44 %
Affaldsværker	3.900	2.400	38 %
Store decentrale kraftvarmeværker	1.100	500	55 %
Industri (ekskl. cementindustri)	2.500	1.300	48 %
Nordsøen*	6.000	2.700	55 %
Cementindustri (Portland)	2.100	1.800	14 %
Små decentrale kraftvarmeværker	4.900	2.100	57 %
Fjernvarme (< 30 MW)	1.900	2.100	-11 %
Endeligt forbrug af brændsel	6.400	5.900	8 %
I alt	37.000	23.400	37 %

* Målergrænsen for Nordsøen er nedjusteret fra 30 MW-anlæg til 10 MW-anlæg

Som det fremgår, forventer Skatteministeriet en reduktion af NO_x-emissionen fra alle kilderne, undtagen fra fjernvarme, hvor der er en stigning på 11 %.

Reduktionen for Nordsøen skyldes bl.a., at målegrænsen for gasmotorer og -turbiner er nedjusteret fra 30 MW-anlæg til 10 MW-anlæg, men ændringen er ikke trådt i kraft endnu. Det er uvist, om det vil ske gradvist indtil 2021 som for de landbaserede anlæg. Eller om det sker tidligere, som Skatteministerien har hjemmel til at beslutte i den reviderede NO_x-afgiftslov.

Da Skatteministeriet og DCE anvender forskellige kilder til at vurdere NO_x-emissionerne, har vi nedenfor sammenlignet data fra de forskellige kilder.

Skatteministeriet baserer sig på informationer om betalinger af NO_x-afgifter for 2010, mens DCE's tal er baseret på fremskrivninger af 2009-opgørelsen.

Sammenligningen fremgår af tabel 24, mens DCE's tal for de sektorer, der er omfattet af NO_x-afgiften, fremgår af tabel 25.

Tallene i tabel 24 viser, at reduktionen af NO_x er sket hurtigere end forventet i DCE's fremskrivning, idet Skatteministeriets tal for 2012 er lidt lavere end DCE's tal for 2015. Dog skal det bemærkes, at Skatteministeriet ikke har medregnet NO_x-emissionen fra anlæg, der er mindre end 1 MW, fyret med biogas og andet flydende VE, samt træflis, halm og anden fast biomasse, fordi der kun betales NO_x-afgift for de brændsler i anlæg, der er større end 1 MW (jf. punkt 17 til 20 om satser i bilag 1 til NO_x-afgiftsloven).

I 2020 er Skatteministeriets forudsigtelse knapt 15.000 ton svarende til 40% lavere end DCE's fremskrivning, hvilket altså både skyldes indregningen af effekten af NO_x-afgiften og et andet grundlag for fremskrivningerne.

Fremskrivningerne fra Skatteministeriet og DCE er behæftet med betydelig usikker på grund af:

- de store ændringer, der er i gang i hele den danske energiforsyning
- generel usikkerhed vedr. omkostningerne ved at indføre NO_x rensning på eksisterende ældre anlæg (hvoraf mange har en relativ kort restlevetid)

- fremtidsudsigterne for de elproducerende anlæg — specielt de decentrale anlæg, er meget usikker, pga. høje gaspriser, lave elpriser og et tilskud, der bortfalder i 2018.

Vi har taget udgangspunkt i Skatteministeriets tal, da de er baseret på faktisk information om indbetalte NO_x-afgifter (for 2011).

TABEL 24. FORSKEL MELLEM SKAT OG DCE FREMSKRIVNING (TON/ÅR)

Opgørelse	2012	2015	2020
Skatteministeriets lovforslag	37.000		23.400
DCE fremskrivning		37.781	38.231
Forskel	781		14.831

**TABEL 25. SEKTORER I DCE'S FREMSKRIVNING OMFATTET AF NO_x-AFGIFT (TON/ÅR)
(NIELSEN, O-K, 2012)**

Sektor	2010	2015	2020
Kraftværker (inkl. elproducerende affaldsforbrænding)	21.425	14.132	15.703
Olie og gas udvinding	6.398	6.325	7.173
Forbrænding i produktionsvirksomheder	5.359	5.361	4.934
Industri	8.874	7.068	5.410
Fjernvarmeanlæg (inkl. ikke-elproducerende affaldsforbrænding)	1.861	2.561	2.310
Fyringsanlæg i skovbrug, landbrug og akvakultur	772	920	1.287
Raffinaderier	1.414	1.414	1.414
Sum	46.103	37.781	38.231

5.3.2 Effekt på emissioner af forhøjelse af afgift fra 25 kr./kg NO_x for centrale værker, affaldsværker og decentrale kraftvarmeværker

Nedenfor ser vi på effekterne af en yderligere forhøjelse af NO_x-afgiften fra de 25 kr./kg NO_x. Vi tager udgangspunkt i en forhøjelse til henholdsvis 30 og 40 kr./kg NO_x.

Det ligger uden for rammerne af dette projektet at lave detaljerede beregninger for alle de mange typer anlæg, der påvirkes af en afgiftsforhøjelse. Vi har derfor taget udgangspunkt i det nyeste materiale fra Skatteministeriet vedr. centrale kraftvarmeværker, affaldsværker samt store og små decentrale kraftvarmeværker. For disse typer anlæg opgør vi effekten på emissionerne og de samfundsøkonomiske konsekvenser.

Vi har suppleret med egne eksempelberegninger, der indikerer, hvilket afgiftsniveau, der skal til for at opnå yderligere reduktioner for industri og fjernvarme.

Grundlaget for vurderingerne er opsummeret i tabel 26.

TABEL 26. GRUNDLAG FOR VURDERING AF EN YDERLIGERE FORHØJELSE AF NO_x-AFGIFTEN

Kilde til udledning af NO _x	Grundlag
Centrale kraftvarmeværker	(Skatteministeriet, 2011)
Affaldsværker	(Skatteministeriet, 2011)
Store decentrale kraftvarmeværker	(Skatteministeriet, 2011)
Industri (ekskl. cementindustri)	Egne eksempelberegninger
Nordsøen*	Vurderes ikke
Cementindustri (Portland)	Vurderes ikke
Små decentrale kraftvarmeværker	(Skatteministeriet, 2011)
Fjernvarme (< 30 MW)	Egne eksempelberegninger
Endeligt forbrug af brændsel	Vurderes ikke

I dette afsnit præsenterer vi resultaterne for centrale værker, affaldsværker og decentrale kraftvarmeværker. I næste afsnit præsenteres resultaterne for industri og fjernvarme.

De tre største udledere af NO_x er centrale værker, affaldsværker og store/små decentrale kraftvarmeværker, jf. tabel 23.

(Skatteministeriet, 2011)s vurderinger af effekten på NO_x-emissionerne — opgjort som g NO_x-emission pr. GJ — fremgår af tabel 27.

TABEL 27. ÆNDRING I EMISSION (SKATTEMINISTERIET, 2011)

Afgiftssats Kr./kg	Centrale værker g/GJ	Affaldsværker g/GJ	Decentrale kraftvarmeværker g/GJ
25	29	55	72
30	28	52	66
40	27	49	62

Det skal bemærkes, at:

- Skatteministeriet fremhæver, at estimerne, der er gengivet i tabel 27, er meget usikre.
- Vi generelt anser vurderingerne for at være dækkende for de anlæg, der måler emissionen, om end nogle af vurderingerne forekommer at være optimistiske.

Alle centrale værker og alle affaldsværker har krav om måling af emissionen, mens der kun er krav om måling for et lille antal decentrale kraftvarmeværker, som svarer til ca. 18 % af deres samlede NO_x-udledning (Skatteministeriet, 2011).

I tabel 28 har vi opsummeret effekten på emissionerne for en afgiftssats på henholdsvis 30 og 40 kr./kg NO_x. Det fremgår fx, at en afgiftsforhøjelse fra 25 til 40 kr./kg NO_x vil føre til et fald i emissionen fra centrale værker på 320 ton/år svarende til et fald på 6,9 % i forhold til emissionen ved en afgift på 25 kr./kg NO_x.

Samlet vurderer (Skatteministeriet, 2011), at afgiftsforhøjelse fra 25 til 30 kr./kg NO_x fører til et fald i emissionerne på 534 ton/år. Det tilsvarende tal er 987 ton/år for en afgiftsforhøjelse fra 25 til 40 kr./kg NO_x.

TABEL 28. REDUKTION NO_x-EMISSION (SKATTEMINISTERIET, 2011)

Afgiftssats kr./kg	Centrale værker		Affaldsværker		Decentrale kraftvarmeværker		I alt ton/år
	ton/år	%	ton/år	%	ton/år	%	
30	160	3,4%	134	5,5%	240	8,3%	534
40	320	6,9%	267	10,9%	400	13,9%	987

Ud fra data fra (Skatteministeriet, 2011) har vi estimeret omkostningerne pr. kg, NO_x-emissionen reduceres med, dvs. skyggeprisen.

Vi estimerer, at det i gennemsnit koster samfundet 37 kr. at reducere emission af NO_x med 1 kg ved at hæve afgiften fra 25 til 30 kr./kg NO_x. Det tilsvarende tal for en afgiftsændring fra 25 til 40 kr./kg er 42 kr./kg NO_x.

Ud fra et samfundsøkonomisk perspektiv er det altså rentabelt at hæve NO_x-afgiften, hvis man medregner gevinsterne for alle lande, jf. tabel 29. Medregner man alene gevinsterne for Danmark, er det ud fra et samfundsøkonomisk perspektiv ikke rentabelt at hæve NO_x-afgiften.

TABEL 29. SAMFUNDSØKONOMISKE EFFEKTER AF AT HÆVE NO_x-AFGIFTEN

Ændring i afgift	Skyggepris	Enhedspris
	(kr./kg NO _x)	Global/ national afgrænsning (kr./kg NO _x)
Fra 25 til 30 kr./kg NO _x	37	77/ 8
Fra 25 til 40 kr./kg NO _x	42	77/ 8

Note: Opgjort i markedspriser ved nettoafgiftsfaktor på 1,35.

5.3.3 Effekt på emissioner af forhøjelse af afgift fra 25 kr./kg NO_x for industri og fjernvarme

Det er vanskeligt at vurdere effekten for industri og fjernvarme af en yderligere afgiftsforhøjelse, da vurderingen af effekten af forhøjelsen til 25 kr./kg NO_x er særdeles usikker. Og fordi anlæggene er meget forskellige.

For at få en indikation af effekterne har vi gennemført en række beregninger af økonomien ved at etablere NO_x-rensning på forskellige anlæg med varierende brændsler og driftstid.

Mere præcist har vi estimeret for hvilket afgiftsniveau, det vil kunne betale sig at installere SCR-rensning på følgende typer anlæg:

- Fueloliefyrede kedler: 5 MW fueloliefyret kedel med 5000 driftstimer om året.
- Gasmotorer: 7,5 MW naturgasmotor med 3 MW_{EL} med henholdsvis 3.000 og 1.500 driftstimer om året.
- Biomassefyrede anlæg: 5,75 MW flisfyret kedel med henholdsvis 8.000 og 4.000 driftstimer om året.

I boksen findes en kort oversigt over de tre typer anlæg.

Fueloliefyrede kedler

Der er relativt få anlæg, der fyrer med fuelolie. Den samlede indfyrede kapacitet for fueloliefyrede anlæg, der leverer el eller fjernvarme er ca. 470 MW. Herudover findes der en række anlæg på industrivirksomheder.

Alle anlæg er fra før år 2000.

Gasmotorer

Der eksisterer ca. 600 gasmotorer. De er omtrentlig fordelt på brændsler som følger: 450 på naturgas, 130 på biogas, 18 på gasolie og 3 på forgasningsgas. De fleste gasmotorer er relativt gamle, men da de fleste kun kører nogle få tusinde timer om året, har de en relativt lang levetid. Ca. halvdelen er mere end 20 år gamle.

Den samlede indfyrede kapacitet er knap 2.500 MW, og den samlede elkapacitet er knap 1 GW. I 2011 var det samlede brændselsforbrug cirka 19.100 TJ naturgas, 3.100 TJ biogas, 44 TJ gasolie og 200 TJ træpiller til forgasning.

Emissionsgrænseværdien for NO_x for naturgasfyrede motorer er 550 mg/Nm³ ved 5 % O₂, mens den faste takst for NO_x-afgiften er ca. 450 mg/Nm ved 5 % O₂. Mange gasmotorer har en emission, der ligger tæt på grænseværdien, men en del (specielt de nyeste) har en væsentlig lavere emission.

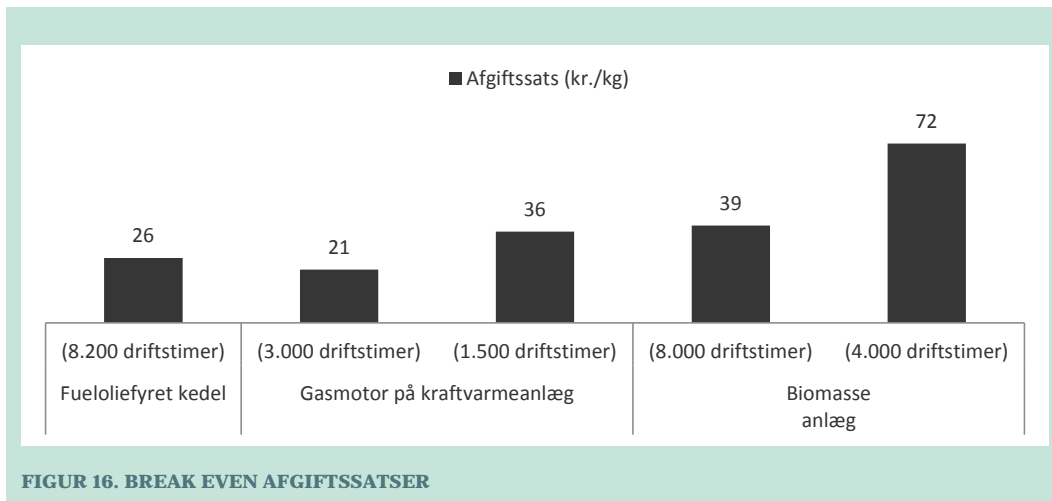
I arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen nr. 21/2006 er det beregnet, at der er et potentiale for at reducere NO_x på ca. 2.800 t/år, hvis der blev installeret SCR-rensning på alle gasmotorer, som med 80 % effektivitet reducerede emissionen fra 550 til 110 mg/Nm³ ved 5 % O₂.

Driftsøkonomien for de naturgasdrevne motorer er blevet forringet i de senere år pga. høj pris på naturgas og lav salgspris for el. Det har medført et fald i motorernes årlige driftstimer, så de nu i gennemsnit ligger omkring eller lidt under 2.000 årlige driftstimer, hvor de tidligere typisk havde 2 – 3.000 årlige driftstimer (Kristensen, 2013).

Biomassefyrede anlæg

Ifølge Energiproducenttællingen er der omkring 250 biomassefyrede anlæg med en samlet indfyret kapacitet på ca. 1.450 MW. Fordelingen på brændsler er cirka: 40, der fyrer med bioolie, 63 med halm, 60 med træpiller, 110 med træflis og 15 med træ- og biomasseaffald. Herudover er der en række primært mindre fyringsanlæg på træforarbejdende virksomheder, som brænder trærester fra produktionen.

Resultaterne af vores beregninger fremgår af figur 16. Fortolkningen af resultaterne er som følger: Ved en afgift på 39 kr./kg NO_x eller mere kan det betale sig for ejere af biomasseanlæg med en driftstid på 8.000 timer pr. år at installere SCR-rensning.



Resultaterne viser tydeligt, at der vil være en meget stor spredning i, om det kan betale sig at installere SCR-rensning afhængig af anlægstype, brændsel og antal driftstimer.

For fueloliefyrede kedler er det tæt på rentabelt at installere SCR-rensning med det nuværende afgiftsniveau ved et driftsomfang på ca. 8200 timer pr. år, men det er de færreste anlæg, som kører med fuld last i så mange timer om året.

For gasmotorer skal det årlige antal driftstimer være op mod 3.000 for, at SCR kan betale sig med det nuværende afgiftsniveau. For gasmotorer med et driftsomfang på 1.500 timer årligt vil det ikke kunne betale sig at installere SCR ved et afgiftsniveau på 30 kr./kg NO_x.

Ingen (eller meget få) biomassefyrede anlæg vil investere i SCR-rensning ved et afgiftsniveau på 30 kr./kg NO_x. Ved et afgiftsniveau på 40 kr./kg NO_x vil det kun lige akkurat betale sig for anlæg med 8000+ driftstimer pr. år.¹⁰

Ovenstående beregninger er selvsagt baseret på en række forudsætninger og inputdata, som vi har indsamlet fra en række producenter mv. De mest centrale nøgletal er opsummeret i tabel 30.

¹⁰ Biomassefyrede anlæg kan dog vælge at rense for NO_x med SNCR; med den teknologi kan normalt maksimalt opnå omkring 50-60 % rensning. Så for mange af de anlæg, der ikke har krav om AMS-måling (< 30 MW), er der kun udsigt til en relativ lille reduktion i NO_x-afgiften, fordi NO_x-emissionen typisk er noget højere end det, der svarer til den faste takst.

TABEL 30. CENTRALE FORUDSÆTNINGER FOR BREAK-EVEN-BEREGNINGER (JACOBSEN, 2013)

	Fueloliefyret kedel		Gasmotor på kraftvarmeanlæg	Biomasse anlæg	
Driftstimer (pr. år)	8.200 (v. 50% last)	3.000	1.500	8.000	4.000
Brændselsforbrug (pr. år)	1.800.000 kg	2.150.000 Nm ³	1.075.000 Nm ³		
SCR-investering (kr.)	1.000.000	1.000.000	1.000.000	2.200.000	2.200.000
Driftsudgifter, urea (kr./år)	70.000	68.000	35.000		
Driftsudgifter flydende NH ₃ (kr./år)	-	-	-	80.000	40.000
Driftsudgifter, måling (kr./år)	15.000	15.000	15.000	15.000	15.000
Vedligehold ureapumpe eller tanksystem (kr./år)	3.000	3.000	3.000	3.000	3.000
Ny ureapumpe efter 10 år (kr.)	20.000	20.000	20.000		
Katalysatorskift, frekvens		Hvert 10. år	Hvert 10. år	Hvert år	Hvert år
Katalysatorskift, pris (kr.)		400.000	400.000	100.000	100.000

Det skal bemærkes, at der kan være meget store variationer i fx investeringsomkostningerne fra anlæg til anlæg. Derfor vil det fx ikke være alle kraftvarmeanlæg med gasmotorer og et driftsomfang på 1.500 timer, der vil have en break-even afgiftssats på 36 kr./kg NO_x.

På grund af dette og manglende viden om driftsforholdene på de mange anlæg er det ikke muligt inden for rammerne af dette projekt at beregne den samlede effekt på emissionerne fra industri og fjernvarme ved afgiftssatser på henholdsvis 30 og 40 kr./kg NO_x.

Usikkerheden på vurderinger bekræftes af Catcon A/S, der er leverandør af NO_x-rensningsteknologier til små og mellemstore energianlæg. De har oplyst, at efter afgiften er blevet forhøjet, har der været en stor interesse for at indhente tilbud på at etablere NO_x-rensning med SCR. Det er primært anlæg til gasmotorer, men det er kun 5 (og måske 2 mere) ud af mere end 50 projekter, der har besluttet at realisere det. Det skyldes antageligt den meget lange tilbagebetalingstid, der er for de fleste anlæg, og den store økonomiske usikkerhed for den fremtidige drift af gasmotorer, bl.a. fordi naturgaspriserne er høje og fordi rådighedsbetalingen bortfalder i 2018. Uden rådighedsbetalingen er økonomien så usikker, at mange anlæg måske blive taget ud af normal drift.

5.4 Virkemiddel: NECA for indenrigsskibsfart

Efter aftale med Miljøstyrelsen har vi også kort set på effekterne af at indføre et NO_x-Emission Control Area (NECA) for indenrigsskibsfart.

5.4.1 Udgangspunkt

(Miljøstyrelsen, 2012a) opgør den årlige NO_x-emission, som de danske myndigheder har mulighed for at regulere gennem krav til NO_x-emission fra færger i indenrigsskibsfart til ca. 5.000 ton årligt.

5.4.2 Effekt på emissioner

(Miljøstyrelsen, 2012a) vurderer samtidig, at man ved at stille krav til emissionerne fra færger på lang sigt vil kunne opnå en årlig reduktion i NO_x-emissionen på ca. 76 % af de 5.000 ton, de udleder pr. år, svarende til en reduktion på ca. 3.800 ton pr. år.

Dette er potentialet på lang sigt, da NECA-regler som udgangspunkt kun gælder for nye skibe bygget efter 2015.

Da levetiden for skibe er i omegnen af 35 år, vil potentialet først blive realiseret omkring år 2050. Da vi her alene betragter perioden frem til 2030, har vi omregnet reduktionen i emissionerne over tid ud fra den forventede levetid for skibe, jf. tabel 31.

TABEL 31. UDVIKLING I EMISSIONER OVER TID (TON PR. ÅR)

	2015	2020	2025	2030
Reduktion i emissioner	0	543	1.086	1.629

5.4.3 Budget- og samfundsøkonomi

(Miljøstyrelsen, 2012a) identificerede og analyserede en række teknologier til at reducere NO_x-emissioner fra skibe. Et efterfølgende studie, (Miljøstyrelsen, 2012b), har vist, at en række af teknologierne ikke er i stand til at reducere udledningen af NO_x i en grad, så emissionskravene i et NO_x-Emission Control Area (NECA) bliver overholdt.

Alle omkostninger ved at indføre et NECA for indenrigsskibsfarten vil blive afholdt af ejerne af skibe.

Vi har identificeret de to teknologier (EGR og SCR), som den nyeste forskning vurderer, på nuværende tidspunkt er modne til at efterleve NECA-emissionskravene. I tabel 32 præsenterer vi skyggepriserne omregnet til danske nutidspriser.

Som det fremgår, estimeres omkostningerne ved at reducere 1 kg NO_x med EGR at udgøre ca. 3 kr. pr. kg, mens omkostningerne med SCR udgør ca. 5 kr. pr. kg.

Et NECA for indenrigsskibsfart vil altså ud fra en samfundsøkonomisk betragtning være rentabelt, da skyggeprisen ligger under den samfundsøkonomiske omkostning ved NO_x-udledning på 8 kr./kg ved national afgrænsning og 77 kr./kg ved global afgrænsning.

TABEL 32. SAMFUNDSØKONOMISKE EFFEKTER AF NECA FOR INDERIGSSKIBSFART

	Skyggepris (kr./kg NO _x)	Enhedspris Global/ national afgrænsning (kr./kg NO _x)
EGR – Exhaust gas recirculation	Ca. 3	77/ 8
SCR – Selective catalysis	Ca. 5	77/ 8

Beregningerne er baseret på skibe, der anløber danske havne, dvs. både danske og udenlandske skibe. Se (Miljøstyrelsen, 2012a) for uddybende information.

5.5 Opsummering

I nedenstående tabel har vi opsummeret resultaterne for de virkemidler, der er rettet mod at reducere emissionerne af NO_x.

TABEL 33. OPSUMMERING EFFEKTER AF VIRKEMIDLER RETTET MOD REDUKTION AF EMISSIONER AF NO_x

Virkemiddel	Variant	Skyggepris (kr./kg NO _x)	Effekt på emissioner
Ændring i NO_x-afgift	25->30 kr./kg	37	>534 *
	25->40 kr./kg	42	>987 *
NECA for indenrigsskibsfart	EGR	Ca. 3	1.629 **
	SCR	Ca. 5	1.629 **

Note: * alene gældende for centrale kraftvarmeværker, affaldsværker samt store og små decentrale kraftvarmeværker, der står for op imod halvdelen af NO_x-emissionerne fra de sektorer, der er omfattet af afgiften. ** i 2030.

6. Reduktion af PM_{2.5}

I dette afsnit ser vi nærmere på reduktion af emissioner af partikler.

Emissionen af partikler er i dag ikke reguleret af NEC-direktivet, men det forventes at indgå i form af PM_{2.5} i den kommende revision af direktivet. PM_{2.5} er de mindste partikler, som kan fjerntransporteres, mens større partikler (forskellen mellem PM_{2.5} og TSP eller PM₁₀) vil blive deponeret i relativt kort afstand fra kilden.

6.1 Udgangspunkt — emissionsopgørelse for PM_{2.5}

Udgangspunktet for vores vurderinger er igen DCE's opgørelse for PM (Particulate Matter), der er blevet rapporteret siden 2000. Opgørelsen inkluderer den totale emission af partikler i tre grupper:

1. Total Suspended Particles (TSP)
2. Partikler mindre end 10 µm (PM₁₀)
3. Partikler mindre end 2,5 µm (PM_{2.5}).

For de fleste kilder er der ganske lidt forskel i emissionen af de tre partikelfraktioner. Ifølge oplægget fra Miljøstyrelsen omfatter denne redegørelse udelukkende emissionen af PM_{2.5}.

Basisscenariet for udledning af PM_{2.5} og fordelingen af emissionerne på sektorer fremgår af tabel 34.

Den største kilde til PM_{2.5}-emission er privat boligopvarmning, som i 2010 udgjorde 70 % af emissionerne. Vejtransport er den næststørste kilde med 9 % af emissionen.

TABEL 34. DCE'S FREMSKRIVNING AF PM_{2.5} EMISSIONEN (TON/ÅR) (NIELSEN, O-K, 2012)

Kilde til udledning	2010	2015	2020	2025	2030
Privat boligopvarmning	17.271	13.542	11.280	9.675	8.181
Vejtransport	2.257	1.869	1.575	1.565	1.669
Landbrug / husdyrgødning	1.411	1.406	1.418	1.431	1.445
Fyringsanlæg i skov- og landbrug og akvakultur	511	563	636	707	801
Industri	713	532	350	303	284
Landbrug, skovbrug og fiskeri	933	617	402	325	276
Kraftværker (inkl. affaldsforbrænding)	413	254	286	238	255
Skibsfart – indenrigs	302	235	228	228	225
Fjernvarmeanlæg (inkl. affaldsforbrænding)	149	174	170	165	158
Forbrænding i produktionsvirksomheder	137	139	141	141	148
Fyringsanlæg: Institutioner og kontorer	128	112	106	109	120
Sum andre mindre kilder	393	344	300	297	294
Total	24.619	19.785	16.892	15.184	13.853

PM_{2.5}- emissionen forventes at falde med 31 % (43 %) fra 2010 til 2020 (2030) hovedsageligt på grund af faldende emissioner fra husholdninger og andre mobile kilder.

For emissionen fra landbrugssektoren forventes en mindre stigning på 17 % frem til 2030.

Det skal bemærkes, at opgørelsen og fremskrivningen for partikler (herunder PM_{2.5}) generelt er mere usikker end for de øvrige stoffer. Det skyldes, at der er flere kilder til emissioner af partikler, der ikke er inkluderet i emissionsopgørelsen. Herunder forskellige diffuse kilder, fx landbrugets pløjning, harvning og høstning, byggeri, nedrivning og anlægsarbejde. I Holland er der lavet en del arbejde med diffust støv fra landbruget, som viser relativt høje emissioner, og det samme viser arbejde i Østrig for byggeri, nedrivning og anlægsarbejde. Usikkerheden for partikler forstærkes af, at der er mange diffuse kilder, som er vanskelige at kvantificere, og mange af kilderne er også stærkt påvirket af vind og vejr. Regn reducerer fx emissionen fra mange diffuse kilder, mens tørt og blæsende vejr forstærker dem.

6.2 Virkemiddeloversigt

I samråd med Miljøstyrelsen har vi valgt primært at se på tiltag, der er rettet mod brændeovne for at reducere emission af PM_{2.5}, jf. tabel 35. Vi har dog også kort set på muligheden for at stille krav om partikelfiltre på nye skibe, der sejler mellem danske havne.

TABEL 35. VIRKEMIDLER FOR PM2.5

Område	Virkemiddel	Niveau for undersøgelse
Brændeovne	Se kapitel 4	Vurdering
Skibsfart	Krav om partikelfiltre på nye skibe, der sejler mellem danske havne	Screening

Note: Se afsnit 3 for en præcisering af hvad en "screening" og en "vurdering" dækker over.

Da virkemidler rettet mod at fremskynde den løbende udskiftning af ældre brændeovne med nye også reducerer NMVOC-emissionen, har vi behandlet disse virkemidler samlet for PM_{2.5} og NMVOC-reduktionen i kapitel 4.

6.3 Virkemiddel: Partikelfiltre for nye skibe

Nedenfor redegør vi kort for effekterne af at indføre partikelfiltre for nye skibe.

6.3.1 Udgangspunkt

(Miljøstyrelsen, 2012a) opgør den årlige PM_{2.5}-emission fra national søfart til 320 ton årligt.

6.3.2 Effekt på emissioner

(Miljøstyrelsen, 2012a) vurderer samtidig, at hvis der stilles krav om partikelfiltre på 80 % af de danske færgeruter, vil der kunne opnås en reduktion i PM_{2.5}-emissionen på 90 ton årligt.

Givet, at kravet om partikelfiltre stilles til nye skibe, udgør det langsigtede potentiale 141 ton pr. år.

Til sammenligning udgør potentialet for reduktion af PM_{2.5}-emission fra brændeovne 33.000-36.000 ton for perioden fra 2013 til 2030, hvilket i gennemsnit er godt 2.000 ton pr. år, jf. kapitel 4.

6.3.3 Budget og samfundsøkonomi

(Miljøstyrelsen, 2012a) opgør omkostningerne forbundet med at reducere udledningen af PM_{2.5} med 1 kg ved anvendelse af retrofit af partikelfiltre til eksisterende skibe.

I tabel 36 har vi gengivet skyggeprisen, som Miljøstyrelsen finder, omregnet til danske nutidspriser.

TABEL 36. SAMFUNDSØKONOMISKE EFFEKTER AF PARTIKELFILTRE PÅ NYE SKIBE

Ændring i afgift	Skyggepris (kr./kg NO _x)	Enhedspris Global/ national afgrænsning (kr./kg PM _{2.5})
EGR – Exhaust gas recirculation	<248	221/143

Bemærk, at beregningen er baseret på retrofit til eksisterende skibe. Omkostningerne for nye skibe vil være lavere. Se (Miljøstyrelsen, 2012a) for uddybende information. På basis af den umiddelbart tilgængelige viden kan vi således ikke entydigt fastslå, om det ud fra et samfundsøkonomisk perspektiv er rentabelt at indføre partikelfiltre på nye skibe, idet enhedspriserne for PM_{2.5} er 143 kr./kg ved en national afgrænsning og 221 kr./kg for en global afgrænsning.

Til sammenligning er skyggeprisen for PM_{2.5}-emission reduktion for brændeovne 6 kr./kg ved virkemidlet *tilskud til udskiftning* og ved virkemidlet *trinvis udfasning* 105 kr./kg, jf. kapitel 4.

7. Reduktion af NMVOC

I dette afsnit ser vi nærmere på tiltag rettet mod emission af non-methane volatile organiske komponenter (NMVOC).

7.1 Udgangspunkt – emissionsopgørelse for NMVOC

Udgangspunktet for vores vurderinger er DCE's opgørelser og fremskrivninger, der er vist i tabel 37 opdelt på sektorer.

TABEL 37. DCE'S FREMSKRIVNING AF NMVOC-EMISSIONERNE [TON] (NIELSEN, O-K, 2012)

Sektor	2010	2015	2020	2025	2030
Anvendelse af opløsningsmidler	26.099	23.720	21.809	20.270	19.029
Vejtransport	13.564	10.831	9.893	9.828	9.720
Produktionsprocesser	9.133	8.690	8.639	8.805	9.133
OffShore, råolieterm., raffinaderier / fugitive emis.	10.170	8.454	8.159	7.505	7.508
Privat boligopvarmning	14.031	11.172	8.934	7.570	6.298
Institutioner og kontorer, offentlighed	4.423	3.598	3.598	3.598	3.598
Kremering	2.189	2.126	2.100	2.070	2.041
Bolig og have	2.032	1.801	1.716	1.716	1.716
Landbrug, skovbrug og fiskeri	2.345	1.932	1.780	1.719	1.660
Kraftværker (inkl. affaldsforbrænding)	2.880	1.602	1.581	1.356	1.550
Fyringsanlæg i skov- og landbrug og akvakultur	596	637	722	784	900
Industri	1.204	993	840	802	782
Sum andre sektorer < 1.000	2.369	2.093	2.006	2.018	2.025
Sum alle sektorer	91.034	77.652	71.776	68.043	65.960

Emissionen af NMVOC stammer fra mange forskellige kilder og kan opdeles i to hovedgrupper:

1. Ufuldstændig forbrænding
2. Fordampning.

Hovedkilderne til NMVOC-emissioner fra ufuldstændige forbrændingsprocesser er brændeovne, vejtrafik og andre mobile kilder (fx national sejlads og non road-maskiner). Køretøjer til vejtransport er fortsat den største bidragsyder, selvom emissionerne er faldet siden introduktionen af biler med katalysator i 1990.

Emissionerne fra fordampning stammer hovedsageligt fra anvendelsen af opløsningsmidler og opløsningsmiddelholdige produkter, diffuse emissioner fra brændstoffer og emissioner fra industrielle processer.

Emissionerne fra energisektoren er steget igennem 1990'erne pga. øget brug af stationære gasmotorer, som har meget højere emissioner af NMVOC end konventionelle kedler. De totale menneskeskabte emissioner er faldet med 55 % fra 1985 til 2010, primært som følge af øget brug af biler med katalysator og reducerede emissioner fra brug af opløsningsmidler.

I fremskrivningen fra DCE forventes NMVOC-emissionen at falde med henholdsvis 21 % og 28 % frem til 2020 og 2030. De største fald forventes for forbrænding i husholdninger og anvendelse af opløsningsmidler, men væsentlige fald forventes også for vejtransport, flygtige emissioner samt for andre mobile kilder.

Supplerede informationer om NMVOC-emissioner findes i bilag 3.

7.2 Virkemiddeloversigt

I samråd med Miljøstyrelsen har vi udvalgt de virkemidler, der er vist i tabel 38.

Virkemidlet udskiftning af brændeovne til nye, der har en langt mere effektiv forbrænding, vil både reducere NMVOC og PM_{2.5}-emissionen, og derfor behandles dette virkemiddel samlet for NMVOC og PM_{2.5} i kapitel 4.

De øvrige fire punkter behandles efterfølgende. Niveaulet for undersøgelse er Screening, dvs. vi laver en kvalitativ beskrivelse af de involverede teknologier med overslag for de mulige effekter på udledningen og de samfundsmæssige gevinster/omkostninger, men uden indsamling af detaljeret viden og i det omfang, at data er tilgængelige.

TABEL 38. VIRKEMIDLER FOR NMVOC

Område	Virkemiddel	Noter	Niveau for undersøgelse
Brændeovne	Se kapitel 4	Behandles i kapitel 3	Vurdering
Raffinaderier	Se afsnit 7.3		Screening
Industri	Krav om rensning i lakeringsindustrien		Screening
Virksomheder/forbrugere	Begrænsninger i anvendelse af propan og butan som drivmidler i spraydåser	Erstattes af andre drivmidler, fx komprimeret luft, CO ₂ eller manuel spray.	Screening
Transport	Forbud mod salg af sprinklervæske med højt indhold af VOC i sommerperioden	I stedet sælges sprinklervæske med sæbe, som dog muligvis kan indeholde lidt VOC.	Screening

Note: Se afsnit 3 for en præcisering af hvad en "screening" og en "vurdering" dækker over.

7.3 Virkemiddel: "Raffinaderier"

Den fremskrevne emission fra sektoren "OffShore, råolieterm., raffinaderier/fugitive emissions" er vist opdelt på undergrupper i tabel 39.

TABEL 39. NMVOC FRA OFFSHORE, RÅOLIETERM., RAFFINADERIER/FUGITIVE EMISSIONS (TON/ÅR) (NIELSEN, O-K, 2012)

	2010	2015	2020	2025	2030
Refining	3.994	3.994	3.994	3.994	3.994
Oil, onshore activities	3.174	2.208	1.867	1.437	1.301
Oil, offshore activities	1.891	1.234	1.318	1.094	1.198
Gasoline distribution	1.111	1.018	980	980	1.016
Total	10.170	8.454	8.159	7.505	7.508

Refining har den samme årlige emission på 3.994 t/år hvert år i hele perioden. Det er emission fra produktionen på de to raffinaderier, Shell og Statoil i henholdsvis Fredericia og Kalundborg. Det er hovedsageligt diffus emission fra bl.a. ventiler, rørsamlinger mv., som er opgjort ved målinger. Selvom det er store mængder, så er det alligevel en lille del af de meget store mængder råolie, der behandles på de to anlæg.

Emissionerne er opgjort af hhv. Shell og Statoil og offentliggjort i deres grønne regnskaber. Emissionen bliver ikke målt hver år, så tallet fra begge raffinaderier er fra 2006.

Shell angiver i Miljøreddegørelsen, at: "*Erfaringer fra direkte målinger af kulbrinteemissioner, foretaget på andre raffinaderier og oliedepoter, viser typisk 3- 4 gange så høje emissioner, som beregning udført med brug af API- standarden, for installationer, der har godt styr på deres kulbrinteemissioner. For mindre veldrevne installationer kan forskellen mellem målte og beregnede værdier være helt op til en faktor 10. Raffinaderiet i Fredericia udgør med ca. 2.5- 3 gange så høje måleresultater ikke nogen undtagelse.*" (Shell, 2011).

Emissionen fra seneste historiske år er holdt konstant i fremskrivningsperioden af to årsager; 1) for at være konsistent med Energistyrelsen, der antager en konstant aktivitet på raffinaderierne i deres energifremskrivning, og 2) den diffuse VOC-emission kan ikke antages at afhænge af aktiviteten på raffinaderierne, men af andre mere tilfældige parametre.

Der er tilsyneladende et potentiale for at reducere emissionerne fra raffinaderierne, men da der er betydelig usikkerhed på de opgjorte emissioner, og da raffinaderierne har en lav emission forhold til branchen, vil det være vanskeligt at realisere en væsentlig yderligere reduktion.

Mulighederne for at reducere emissionerne yderligere er søgt afklaret ved henvendelse til raffinaderierne.

Statoil har oplyst (Munch, 2013) at de løbende arbejder med at forbedre forholdene, så de diffuse emissioner minimeres, bl.a. ved følgende:

1. Når tanke til benzin og råolie tages ud til eftersyn og reparation, så udskiftes tætningen i flydelaget til en moderne og meget mere gastæt udgave.
2. Der gennemføres løbende et program med lækagemålinger på procesudstyr, hvor der potentielt kan forekomme utætheder, hvorfra en stor del af den diffuse emission kommer fra. Det er fx rør og flanchesamlinger, akseltætninger og pakninger i pumper og andet

- procesudstyr. Større lækager søges udbedret med det samme, hvis det er muligt bare ved at spænde nogle bolte, og eller sker der udbedringer ved næste produktionsstop.
3. Hvis en medarbejder observerer en utæthed, så har den typisk en vis størrelse, og så bliver det af sikkerhedsmæssige årsager taget meget alvorligt. Udbedring sker oftest straks eller i løbet af kort tid. Her ventes ikke på næste produktionsstop.
 4. Der er i 2008 etableret et VRU-anlæg til genvinding af benzindampe fra udskibning af benzin.
 5. Statoils miljøgodkendelse er fra 2003, og heri er der krav om at udføre en måling af den samlede diffuse emission fra raffinaderiet, og det er den måling, der ligger til grund for den beregnede emission. Det forventes, at der i den kommende revision af miljøgodkendelsen vil komme et krav om måling af den diffuse emission hvert 5. eller 6. år, afhængig af hyppigheden i de kommende bindende BAT-konklusioner for raffinaderier.

Oil, onshore activities, der er emissioner fra havneterminalerne, er oplyst af selskaberne, og der er indregnet reduktion fra de seneste emissionsreducerende tiltag på terminalen i Fredericia.

Oil, offshore activities er emissioner fra indvindingen af olie og gas i Nordsøen. Emissionerne er beregnet ud fra en standardformel og må forventes at være behæftet med stor usikkerhed. Da der ikke er tale om sikre tal, kan det ikke afgøres, om der er muligheder for reduktion. For at kunne vurdere mulighederne for reduktionstiltag er det nødvendigt at få bedre kendskab til de aktuelle emissioner ud fra oplysninger fra operatørerne, hvilket ikke har været muligt inden for rammerne af dette projekt. Faldet i emission i fremskrivningsperioden afspejler det forventede fald i olie- og gasindvindingen.

Gasoline distribution er emissioner fra distribution af olie og benzin mv. fra raffinaderierne til slutbruger. Emissionerne er beregnet ud fra en standardformel og må forventes at være behæftet med stor usikkerhed. Da der ikke er tale om sikre målte emissioner, kan det på det foreliggende grundlag ikke afgøres, om der er muligheder for reduktion ud over de krav om emissionsbegrænsning, der i forvejen gælder for området.

7.3.1 Potentiale

Potentialet for reduktion af NMVOC fra olie- og gassektoren anses for begrænset, og der kan ikke udpeges noget enkelt virkemiddel, som kan give et bestemt resultat, dels fordi opgørelserne er meget usikre, og dels fordi der er indført mange emissionsbegrænsende anlæg og tiltag, så der er ikke nogen "store kilder", der kan reduceres med tekniske løsninger. Emissionerne fra raffinaderierne er også baseret på flere år gamle målinger, hvor nye målinger kunne vise en væsentlig lave emission. Det vil derfor heller ikke være rimeligt at basere eventuelle krav om reduktion på så usikre tal.

7.4 Virkemiddel: Krav om VOC-reduktion fra maleanlæg

Ved slutanvendelsen af maling og lak på VOC-basis fordampes hele indholdet af VOC. Denne emission er blevet reduceret kraftigt i de seneste 20 år, bl.a. ved overgang til vandbaseret maling og lak, udvikling af pulvermaleteknologien, udvikling af maling og lak med lavt indhold af VOC og rensning af emissionen ved forbrænding eller med aktive kulfiltre fra store industrianlæg.

Maling og lak på VOC-basis anvendes kun af professionelle malere, hvis der ikke findes vandbaserede produkter, der kan anvendes. Private anvender nok i større grad stadig VOC-holdige produkter, for de bliver ikke dagligt udsat for afdampning af VOC, som professionelle malere.

Der er således et potentiale for VOC-reduktion ved at reducere den private anvendelse af VOC-baseret maling og lak. Potentialet for reduktion frem til 2025 til 2030 kendes ikke, men det antages, at anvendelse vil blive reduceret meget i den periode, uden at noget virkemiddel tages i brug, bl.a. fordi flere og flere af de vandbaserede produkter bliver bedre end de VOC-baserede. Der er dog nogle produkter, som er vanskelige at lave lige så gode eller bedre end de VOC-baserede, fx

grundmalinger, der helst skal trænge ind i overfladen (porøse overflader) og ikke bare ligge som et lag ovenpå.

Der er mange industrielle anlæg, der anvender VOC-baseret maling og lak, til overfladebehandling af en lang række produkter. De store anlæg med et betydeligt forbrug af VOC er godkendelsespligtige, og mange af dem er også omfattet af VOC-bekendtgørelsen. De har således normalt en rensning af emissionen i form af forbrænding eller aktivt kulfilter. Mange mindre anlæg med et forbrug af VOC på mere end 6 kg/h, som ikke er omfattet af VOC-bekendtgørelsen, reguleres af standardvilkår ifølge Godkendelsesbekendtgørelsen, men her er der ingen krav om rensning. Her emitteres alt VOC således, på nær rester af maling og lak, samt VOC fra rengøring af produktionsudstyret.

Anlæg med et forbrug af VOC, der er mindre end 6 kg/h, har heller ikke krav om rensning.

Der er et betydeligt potentiale for at reducere VOC-emissionen fra de virksomheder, der ikke har nogen emissionsbegrænsning, men det har ikke været muligt at finde nogen opgørelser af, hvilke mængder VOC, der anvendes og emitteres fra disse virksomheder. Det vil dog være problematisk at gennemføre et krav om emissionsbegrænsning for mange af disse anlæg, fordi etablering og drift af rensning er dyr. Alene driftsomkostningen til skift af aktivt kul i et aktivt kulfilter uden regenerering vil være større end den nationale enhedspris for NMVOC på 5 kr. og den globale enhedspris på 8 kr.

TABEL 40. OMKOSTNING VED FJERNELSE AF VOC MED AKTIVT KUL

Omkostningerne ved rensning med aktivt kul i engangsanlæg (dvs. at kullene skiftes, når de ikke kan indeholde mere NMVOC) afhænger flere faktorer: NMVOC-koncentration, kullenes absorptionskapacitet, kullenes pris, omkostninger til udskiftning og bortskaffelse af brugte kul. Hertil kommer investering i anlægget.

Man kan også regenerere kullene i anlægget, men så er investeringen langt større, hvilket normalt ikke er realistisk for de relativt små mængder NMVOC, der kommer fra lakeringsanlæg.

En simpel beregning er: Hvis aktivt kul koster 25 kr./kg (der er stor prisvariation), og kapaciteten er 0,2 kg NMVOC/kg kul (meget ofte er kapaciteten mindre), så skal der bruges for 125 kr. kul til at fjerne 1 kg NMVOC, og hertil kommer omkostninger til udskiftningen og bortskaffelse af de brugte kul, samt forrentning og afskrivning af investeringen i anlægget.

Rensning ved forbrænding har normalt langt lavere driftsudgifter end aktivt kulfiltre, men kun hvis der er tale om store anlæg med konstant døgndrift, hvor restvarmen fra forbrændingen kan udnyttes på anlægget.

Anvendelsen af VOC-baseret maling og lak har i mange år været faldende pga. overgang til pulverlakering, UV-lak uden VOC og anvendelse af produkter med højt tørstofindhold og derfor lavere VOC-indhold, bl.a. på baggrund af krav i bekendtgørelsen om maling (BEK_nr_1049, 27/10/2005) Der er også arbejdet meget med at udvikle vandbaseret maling og lak, der kan anvendes i industrianlæg, men udbredelsen begrænses af den længere tørre og hærdetid, der normalt er for vandbaserede produkter. Dette er ikke mindst pga. myndighedernes krav om redegørelser for anvendelse af BAT i forbindelse med miljøgodkendelser og den øgede miljøbevidsthed blandt kunderne, som i stigende grad efterspørger produkter med mindre miljøbelastning. Denne udvikling forventes at fortsætte, så potentialet for reduktion vil være faldende.

På denne baggrund kan vi ikke anbefale nogen konkrete virkemidler til reduktion af VOC-emissionen fra maleanlæg.

7.5 Virkemiddel: Begrænsninger i anvendelse af propan og butan som drivmidler i spraydåser

Forbruget af VOC i form af propan og butan som drivmidler i spraydåser er ikke separat opgjort i DCE's emissionsopgørelser, men det er undersøgt i Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen, nr. 5-2009 (Schleicher, Ole., 2009). Her angives forbruget af spraydåser i Danmark til at være ca. 35 mio. om året, med en gennemsnitlig størrelse på 0,2 liter. Det vurderes at 33 % af dem anvender propan/butan som drivmiddel, og at det udgør 50 % af volumen.

DCE's opgørelse af emissionen af propan og butan er opgjort til 654 ton/år for hver og det er udelukkende fra spraydåser.

Anvendelsen af propan/butan som drivmiddel har været for nedadgående de senere år i takt med, at alternative drivmidler er blevet udviklet. En del af de spraydåser, der i dag anvender propan/butan som drivmiddel, kan konverteres til andre drivmidler, fx komprimeret luft, CO₂, manuelle spray eller manuel påføring (roll on deodorant frem for spray). For andre spraydåser er det ikke muligt at erstatte propan/butan, fordi de også fungerer som opløsningsmiddel for produktet, fx i hårlak og maling. De alternative drivmidler er også lidt dyrere, hvilket kan være en meget væsentlig parameter for specielt lavprisprodukter.

I tabel 41 har vi opsummeret de nøgletal, som vi har indsamlet om brugen af spraydåser med propan og butan som drivmiddel.

TABEL 41. NØGLETAL FOR SPAYDÅSER MED PROPAN OG BUTAN SOM DRIVMIDDEL

Nøgletal	Enhed	Værdi
VOC pr. år	ton/år	1.308
Potentiale	%	20%
Potentiale	ton/år	262
Årligt forbrug, spraydåser	mio. stk.	35
Andel med VOC som drivmiddel	%	33%
Årligt forbrug, spraydåser med VOC som drivmiddel	mio. stk.	12
Import andel	%	90%
g. VOC pr. dåse	g. VOC /dåse	0,023

Som det fremgår, estimerer vi, at potentialet for reduktion af emissioner er ca. 260 ton/år.

Det stemmer godt overens med vurderinger fra Aerosol Industriens brancheforening. De vurderer, at potentialet for at reducere forbruget af spraydåser med propan/butan som drivmiddel, er nogle få hundrede ton propan/butan om året.

Der forudses dog betydelige vanskeligheder med at kontrollere et eventuelt dansk forbud mod anvendelse af propan/butan som drivmiddel i nogle typer spraydåser, da hovedparten af alle spraydåser importeres, så der skal et omfattende kontrolsystem til, for at håndhæve et forbud.

7.5.1 Budget- og samfundsøkonomi

Udskiftningen af VOC som drivmiddel vil direkte medføre en reduktion i VOC-emissionen. Udskiftningen vil påføre producenterne en meromkostning. Det er usikkert, hvor stor

meromkostningen er. En kilde vurderer, at den er ca. 3 kr. pr. dåse. Det er dette skøn, der ligger til grund for vores vurderinger.

Dertil kommer, at der skal etableres en kontrolordning, som skal sikre, at kun lovlige drivmidler anvendes. Kontrolordningen kompliceres af, at ca. 90 % af alle spraydåser importeres. Igen findes der ingen informationer om, hvad en kontrolordning vil koste at etablere. Vi har her regnet med en kontrolomkostning på 1 mio. kr. årligt. Da der er så stor usikkerhed om omkostningen, har vi gennemført beregningerne med og uden omkostninger til en kontrolordning.

Resultaterne fremgår af Tabel 42.

Vi estimerer samlet set, at det koster 136 kr./kg NMVOC at reducere udledningen ved at begrænse anvendelsen af propan og butan som drivmiddel i spraydåser. Skyggeprisen skal sammenholdes med enhedsprisen for VOC, som er 5 kr./kg ved national afgrænsning og 8 kr./kg ved global afgrænsning.

Ud fra et samfundsøkonomisk perspektiv er det således ikke rentabelt at gennemføre tiltaget.

Konklusionen er den samme, hvis man ikke medregner omkostningerne til en kontrolordning.

TABEL 42. SKYGGEPRIIS BEGRÆNSNINGER I ANVENDELSE AF PROPAN OG BUTAN SOM DRIVMIDLER I SPRAYDÅSER, KR./KG

Skyggepris	Enhedspris Global/national
136	8/5

7.6 Virkemiddel: Forbud mod salg af sprinklervæske med højt indhold af solventer uden for vinterperioden

Forbruget af VOC til sprinklervæske er ikke separat opgjort i DCE's emissionsopgørelser, men det er undersøgt i Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen (Schleicher, Ole., 2009). Den anvendte VOC er bioætanol fra Brasilien, og mængden er opgjort til at være 4.500 ton/år. Den importerede ætanol til sprinklervæske med 30 % ætanol, giver det 18.750.000 liter ren ætanol, ud fra importstatistikken. Da det anvendes fortyndet med vand, svarer det til ca. 18 mio. liter sprinklervæske. Det er oplyst fra producenter af sprinklervæske, at forbruget og dermed salget af sprinklervæske kan variere meget fra år til år, afhængigt af vinterens vejrforhold.

Anvendelsen af ætanol i sprinklervæsken er nødvendig om vinteren for at undgå, at det fryser til is. Anvendelse af ætanol er ikke nødvendig for virkningen af sprinklervæsken generelt, da der kan opnås en lige så god eller bedre rensning af ruden med VOC-fri sprinklervæske. Der kan dog være et par procent ætanol i nogle sommersprinklervæsker for at bryde overfladespændingen.

Da VOC ikke er nødvendig i sommerperioden, kan VOC-emissionen fra sommerperiodens forbrug af sprinklervæske undgås, fx ved at forbyde salg af sprinklervæske med VOC-indhold og promovering af sommersprinklervæske. I fx Tyskland kan man i sommerperioden tilsyneladende ikke købe VOC-holdig sprinklervæske på tankstationerne ved motorvejene (forfatterens egen erfaring). Vi har via FDM fået oplyst, at der ikke er nogen regulering af salg af sprinklervæske NMVOC i vores naboland, men i Tyskland har de et system med, at man køber koncentrat og selv blander det med vand eller vand-ætanol til sprinklervæske.

Forbruget af sprinklervæske er langt større om vinteren end om sommeren, og forholdet anslås at være 80-20, så potentialet for VOC-reduktion er 20 %, hvis der anvendes sprinklervæske uden VOC

i sommerperioden. Med et årligt forbrug af VOC i sprinklervæske på 4.500 ton/år, svarer det til ca. 900 ton/år.

7.6.1 Samfundsøkonomi

Udledningen af NMVOC emission vil falde, når salget af sprinklervæske med højt indhold af solventer falder. Det repræsenterer en potentiel samfundsøkonomisk gevinst på ca. 104 mio. kr. årligt. Estimatet skal betragtes som et overkantsskøn, som kun realiseres, hvis virkemidlet udbredes 100 %. I praksis vil det ikke være tilfældet. Hvor stor en del af den potentielle årlige samfundsøkonomiske gevinst, der kan realiseres, er helt afhængigt af, hvor omstillingsparate forbrugerne er.

På omkostningssiden har vi ikke kunne finde nogen prisforskel mellem sprinklervæskerne, som kan bruges hhv. i sommermånederne og resten året. Det betyder, at der ikke vil være egentlige omkostninger forbundet med virkemidlet, hvilket betyder en skyggepris på 0 kr.

7.7 Opsummering

Vi estimerer, at udfasning af og tilskud til udskiftning af brændeovne vil reducere udledningen af NMVOC med i omegnen af 1.000-1.600 ton i 2030, mens begrænsning i anvendelse af propan og butan som drivmidler i spraydåser estimeres at give en reduktion på ca. 260 ton/år.

Beregningerne for et forbud mod salg af sprinklervæske med højt indhold af solventer uden for vinterperioden indikerer, at tiltaget fører til et fald i emissionerne på ca. 900 ton/år.

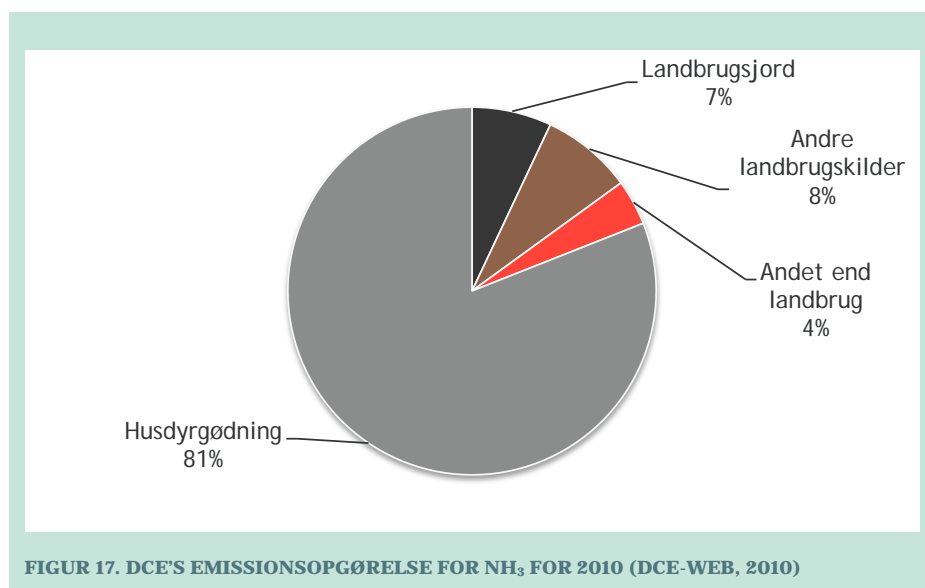
For de øvrige virkemidler har det ikke været muligt at opgøre effekten på emissionerne.

8. Reduktion af NH₃

8.1 Udgangspunkt — emissionsopgørelse for NH₃

Stort set alle atmosfæriske emissioner af NH₃ stammer fra aktiviteter i landbruget. Kun en mindre del skyldes vejtransport (1,9 %) og stationære kilder (0,3 %).

DCE's emissionsopgørelse for 2010 er vist grafisk i figur 17.



Hovedparten af emissionen fra landbruget stammer fra husdyrgødning (81 %), og de største emissioner af NH₃ kommer fra håndtering af gødningen i stalde og under spredning på marker.

Emissionen fra landbruget er vist i tabel 43.

TABEL 43. EMISSION AF NH₃ FRA LANDBRUG FOR 2010 (NIELSEN, O-K, 2012)

Kilde	ton/år
Husdyrgødning	60.641
Landbrugsjord	5.321
Andre landbrugskilder	5.797
Andet end landbrug	2.823
Total	74.583

Den totale ammoniakemission er faldet 36 % fra 1985-2010. Dette er et resultat af den nationale miljøpolitik, der er ført gennem de seneste 20 år.

Med den forventede stigende udbredelse af rensning for NO_x med NH₃ på energianlæg på grund af NO_x-afgiften vil der være en stigende emission af NH₃ fra disse anlæg, men mængden forventes kun at være i størrelsesordenen 1-2 % af den nuværende emission.

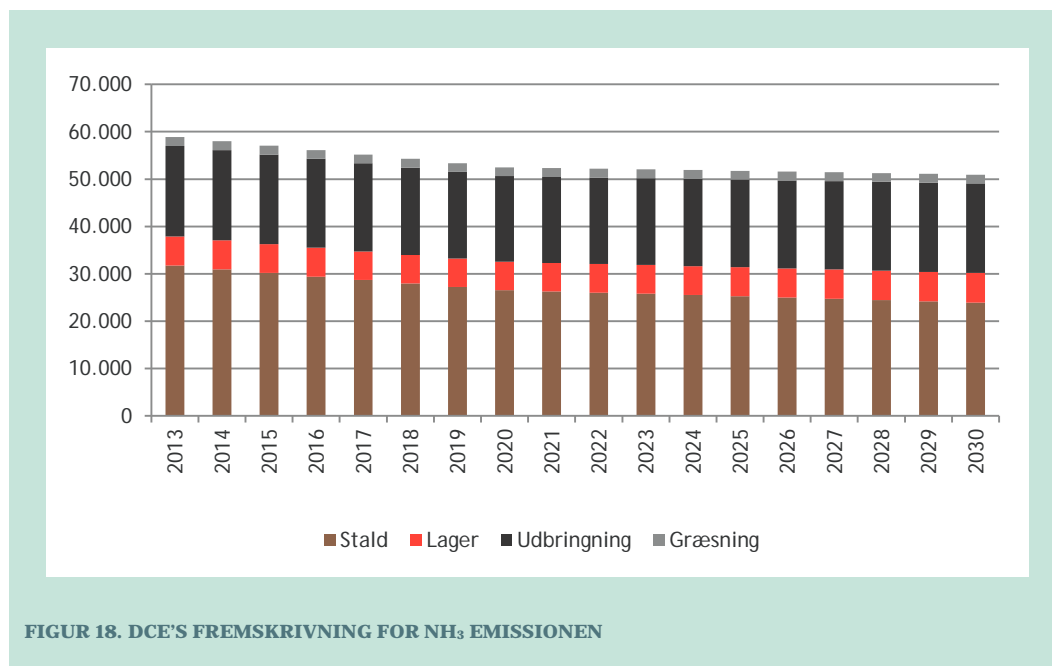
DCE's fremskrivning for NH₃-emissionen er vist i tabel 44.

TABEL 44. DCE'S FREMSKRIVNING FOR NH₃-EMISSIONSN [TON] (NIELSEN, O-K, 2012)

Sektor	2010	2015	2020	2025	2030
Landbrug / husdyrgødning	74.508	68.411	60.986	55.828	54.399
Vejtransport	1.463	1.017	834	912	1.028
Anden affaldsbehandling	571	633	695	757	819
Ikke industriel forbrænding	143	181	181	180	178
Produktionsprocesser	258	244	221	196	178
Sum andre kilder	22	24	25	25	26
Total	76.965	70.510	62.942	57.898	56.628

NH₃-emissionen forventes at falde 19 % (23 %) fra 2009 til 2020 (2030). De største fald forventes for kilder, der er relateret til håndtering af husdyrgødning (hhv. 19 % og 21 % frem til 2020 og 2030). Reduktionen skyldes hovedsageligt et forventet fald i emissionen fra stalde og specielt fra svineproduktion, pga. installering af NH₃-reducerende teknologier.

Vi ser kun på NH₃-emissionen fra dyr og dyregødning, som er hovedparten af emissionen i Landbrug / husdyrgødning i tabel 44. Den fremskrevne emission fordelt på emissionen fra henholdsvis stald, lager, udbringning og græsning er vist på søjleform i figur 18.



FIGUR 18. DCE'S FREMSKRIVNING FOR NH₃ EMISSIONEN

Det er tydeligt, at det er emissionerne fra stald og udbringning i figur 18, der er mest relevante i forhold til virkemidlerne til reduktion af NH₃-emissionen, fordi det er de største kilder. Lager er dog

også lidt relevant, fordi emissionen herfra påvirkes af de anvendte staldsystemer og gyllebehandlingsmetoder.

Emission fra græsning er i DCEs fremskrivningen omkring 4 % af den samlede emission i 2030. Andelen af køer der kommer på græs er faldende, pga. den stigende gennemsnitlige besætning, som gør det vanskeligere at have transportveje til tilstrækkeligt store græsningsarealer. Der er dog krav om græsning for økologiske brug. Da emissionen fra græsning er så lille, og det samtidig er temmelig vanskelig at regulere med andet end et urealistisk forbud mod græsning, ses der helt bort fra dette bidrag.

Emissionen fra lager er reguleret med krav om flydelæg eller overdækning, så emissionen er nogenlunde konstant i hele fremskrivningsperioden.

Nedenfor gennemgår vi kort baggrunden for fremskrivningerne. Supplerende informationer findes i bilag 4.

8.1.1 Forudsætninger for fremskrivning af NH₃-emission fra landbrug i DCE 7-2012

Fremskrivningerne er baseret på følgende forhold omkring produktion:

- Landbrugsarealet er reduceret med 210.000 Ha fra 2009 til 2030.
- Antallet af malkekvæg er nogenlunde konstant i perioden 2013 til 2030, hvor mælkeproduktionen vil stige pga. øget ydelse.
- Antallet af slagtesvin og søer antages at være på 2009-niveau frem til 2030.
- Antallet af smågrise antages at stige til 12 mio. i 2020, pga. stigende eksport.

Fremskrivningen er baseret på følgende omkring NH₃-emissionsreducerende forhold:

- Implementering af NH₃-reducerende teknologier i staldene.
- Reduceret NH₃-emission fra spredning af gylle, pga. krav om nedfældning ved spredning på græs og sort jord.

8.1.2 Staldsystemer for køer

Det estimeres, at 80 % malkekvæg og 30 % kvier er i stalde med båse. Udviklingen i staldsystemer antages at udfase både stalde med tøjring og dybstrøelse. Alt malkekvæg forventes derfor at være i stalde med båse i 2020. Den samme udvikling forventes for kvier, men over et længere tidsrum, dvs. alle tøjningsstalder er udskiftet til sengebåse i 2030, mens der stadig er 15 % kvier i stalde med dybstrøelse.

8.1.3 Staldsystemer for svin

I 2009 var mere end 50 % af alle slagtesvin i stalde med fuldspaltegulve, og de antages alle at være udfaset i 2020 og erstattet af delvis spaltegulv eller drænet gulv. Den samme udvikling forventes for søer, men over længere tid, så alle fuldspaltegulve først er faset helt ud i 2030. Andelen af stalde med dybstrøelse til søer forventes at forsætte på samme niveau frem til 2030.

I fremskrivningen har DCE valgt at indregne NH₃-emissionen fra implementeringen af luftrensning og forsuring af gylle. Disse to teknologier anses for de to mest udbredte systemer, og deres reducerende effekt er kvantificeret i BAT:

1. BAT 1: Svovlsyrebehandling af gylle i svinestalde
2. BAT 2: Svovlsyrebehandling af kvæggylle
3. BAT 3: Luftrensning med svovlsyre.

I fremskrivningen medtages effekten af emissionsreducerende teknologier for malkekvæg, kvier > ½ år, slagtesvin og slagtekyllinger.

Det skal bemærkes, at andre teknologier kan blive udviklet og taget brug i fremskrivningsperioden. Det kan være teknologier, der har større reduktionspotentiale eller har installations- og driftsomkostninger.

8.1.4 Gylleforsuring

Forsuring af svinegylle i staldsystemer med delvist spaltegulv forventes at kunne reducere NH₃-fordampningen med 65-70 % (BAT 1).

Forsuring af kvæggylle i staldsystemer med båse forventes at kunne reducere NH₃-fordampningen 50 % (BAT 2). I fremskrivningen anvender DCE en gennemsnitlig reduktionsfaktor på 60 %. Gylleforsuringen medfører, at NH₃-fordampningen også reduceres fra opbevaring og udbringning på marker. Forsuring af gylle er implementeret i fremskrivningen for malkekvæg, kvier > ½ år, søer og slagtesvin.

8.1.5 Luftrensning

Luftrensning i svinestalde kan, afhængigt af det valgte luftrensningssystem og kapacitet af ventilationssystemet, reducere NH₃-afdampning med op til 90 % (90 % ved antagelse af, at al luften i stalden renses) (BAT 3).

I fremskrivningen anvender DCE en gennemsnitlig reduktionsfaktor på 70 %. For fjerkræstalde er luftrensningsteknologier endnu ikke implementeret, men er under udvikling, og inkluderes derfor i fremskrivningen. Der anvendes den samme gennemsnitlige reduktionsfaktor på 60 % som for svin, men der regnes kun med implementering på 20 % af bestanden. Her er der således et potentiale for et virkemiddel til reduktion, ved at stille krav om emissionsbegrænsning på alle fjerkræstalde.

8.1.6 Estimering

I aftalen om Grøn Vækst er kravet om reduktion af NH₃ udledningen fra stalde med slagtesvin, søer og malkekøer skærpet til en reduktion på 30 % fra 2011. Det er specificeret i Lov om miljøgodkendelse af husdyrbedrifter (LBK nr. 1486 af 2009/04/12 + BEK nr. 294 af 31/03 / 2009). En del af reduktionen antages at ske ved fodereffektiviteten og ændring i fordelingen af staldtyper.

For malkekvæg antages det, at NH₃ emissionen reduceres med omkring 5 % pga. fodereffektivitet og ændring i staldtyper. For slagtesvin antages den tilsvarende reduktion at være 3 %. For at opnå en samlet reduktion på 30 % antager DCE, at de resterende henholdsvis 25 % og 27 %, opnås ved at implementere af NH₃-reducerende teknologier.

For kvægproduktion indgår kun teknologien forsuring af gylle, som har en gennemsnitlig reduktion på 60 %, fordi luftrensning ikke er muligt pga. udformningen af ventilationssystemet. DCE vurderer, at denne teknologi er blevet implementeret for omkring 40 % af alle malkekvæg i 2020.

For svineproduktionen indgår både forsuring af gylle og luftrensning. De gennemsnitlige reduktionsfaktorer for disse teknologier er henholdsvis 60 % og 70 %, og det antages, at teknologierne anvendes lige meget, så den samlede gennemsnitlige reduktionsfaktor for svin er derfor 65 %. DCE vurderer, at teknologierne er blevet implementeret for omkring 40 % af alle slagtesvin i 2020.

De samlede forudsætninger for fremskrivningerne for stalde er vist tabel 45.

TABEL 45. DCE'S ANTAGELSER FOR FREMSKRIVNINGEN OM INDFØRELSE AF NH₃-REDUCERENDE TEKNOLOGIER I STALDE (NIELSEN, O-K, 2012)

	Reduktion	Andel med reduktion indført i 2020	Andel med reduktion indført i 2030
Malkekøer	60 %	40 %	70 %
Kvier > ½ år	60 %	60 %	70 %
Søer	65 %	50 %	60 %
Slagtesvin	65 %	40 %	80 %
Fjerkræ	70 %	20 %	20 %

I fremskrivningen er medtaget en ændring i praksis for udbringning af husdyrgødning på landbrugsjord, baseret på lovgivning BEK nr. 1695 af 19/12/2006 og BEK nr. 114 af 2011/11/02. Fra 2011 skal alt gylle, der spredes på græsmarker eller bar jord, nedfældes. Alternativt kan man anvende en udbringningsteknik med syrebehandling. En stadig stigende del af gyllen forventes at blive nedfældet. En anden forventet ændring er forsuring ved udbringning, hvilket sker ved, at gyllen blandes med svovlsyre, hvorved NH₃ bindes som ammoniumsulfat, og derved reduceres emissionen kraftigt.

Antagelser, der er anvendt i fremskrivningen, er:

- Andelen af kvæggylle, der nedfældes, stiger fra 63 % i 2009 til 86 % i 2011.
- Andelen af svinegyde, der nedfældes, stiger fra 28 % i 2009 til 45 % i 2011.
- 20 % af den tilførte kvæggylle er syrebehandlet i 2020.

Fremskrivningerne fordelt på dyretyper fra de to dominerende kilder, stald og udbringning, vises i de næste to tabeller.

TABEL 46. NH₃ EMISSION FRA STALDE FORDELT PÅ DYRETYPER [TON] (NIELSEN, O-K, 2012)

Stald	2010	2015	2020	2025	2030
Malkekøer	6.152	5.144	4.405	4.197	3.962
Andet kvæg	2.567	2.240	2.021	1.997	1.974
Søer	3.781	3.175	2.585	2.452	2.319
Smågrise	2.062	2.044	2.011	2.046	2.081
Slagtesvin	10.007	7.790	5.822	4.882	3.882
Fjerkræ	2.687	2.599	2.512	2.512	2.512
Pelsdyr	6.457	6.457	6.457	6.457	6.457
Heste, får og geder	750	705	705	705	705
Total	33.731	29.555	26.007	24.735	23.378

TABEL 47. NH₃-EMISSION FRA UDBRINGNING PÅ MARKER FORDELT PÅ DYRETYPER [TON] (NIELSEN, O-K, 2012)

Udbringning	2010	2015	2020	2025	2030
Malkekøer	6.692	5.753	5.232	5.449	5.668
Andet kvæg	3.121	2.798	2.642	2.642	2.642
Søer	2.623	2.569	2.517	2.535	2.553
Smågrise	1.300	1.325	1.435	1.460	1.485
Slagtesvin	4.879	4.000	3.472	3.117	2.737
Fjerkræ	522	448	375	375	375
Pelsdyr	1.306	1.146	1.021	1.021	1.021
Heste, får og geder	284	266	266	266	266
Total	20.443	18.038	16.693	16.598	16.479

8.2 Virkemiddeloversigt

Mere end 96 % af NH₃-emissionen kommer fra landbrug og husdyrgødning, og derfor fokuserer vi udelukkende på denne sektor.

Vi har aftalt med Miljøstyrelsen, at vi undersøger de to virkemidler, som er vist i tabel 48.

Som det fremgår, er niveauet for vurderingerne "Screening", dvs. vi laver en kvalitativ beskrivelse af de involverede teknologier med overslag for de mulige effekter på udledningen og de samfundsmæssige gevinster/omkostninger, men uden indsamling af detaljeret viden og i det omfang, at data er tilgængelige.

TABEL 48. VIRKEMIDLER FOR NH₃

Virkemiddel	Noter	Niveau for undersøgelse
Skærpede BAT-krav for nye og eksisterende stalde.	Krav til NH ₃ -emission fra stalde fastsættes i miljøgodkendelser, og skærpede krav kan implementeres i løbet af ca. 10 år, fordi alle landbrug skal have deres godkendelse revurderet inden for den tidshorisont.	Screening
Skærpede krav til teknologi ved udbringning fx forsuring af gylle, der ikke nedfældes	Forsuring ved udbringning er en forholdsvis ny teknologi, som ser ud til at kunne være omkostningsfri, pga. den øgede gødningsværdi, når NH ₃ ikke fordamper.	Screening

8.3 Virkemiddel: Skærpede BAT-krav for nye og eksisterende stalde

Hovedkilden til NH₃-emission fra landbruget er staldene. I aftalen om Grøn Vækst er der fastsat et krav om 30 % reduktion af NH₃ emissionen fra stalde frem til 2020, og dette indgår i DCE's fremskrivninger, som beskrevet i afsnit 8.1.

Virkningen af at skærpe dette krav til 40 % reduktion frem til 2025 er undersøgt ved, at DCE har lavet en fremskrivningsberegning med dette krav. En forøgelse af kravet om 30 % reduktion til 40 % reduktion, vil ved 100 % implementering medføre en samlet reduktion på 14,3 %.

DCE's beregninger viser dog en meget begrænset effekt, hvilket forklares med, at når man udskyder at opfylde målsætningen fra 2020 til 2025, så varer det tilsvarende længere tid, før det opfyldes, og selvom den krævede reduktion er større, så er effekten lille. Den beregnede reduktion er vist i tabel 49 for de dyretyper der er omfattet af beregningen.

TABEL 49. EFFEKT AF VIRKEMIDLET SKÆRPET BAT-KRAV [TON NH₃/ÅR]

Dyretype	2015	2020	2025	2030	Total 2015 - 2030	Total i % af basis
Malkekøer	6	34	-76	0	-195	0,3%
Andet kvæg	8	50	-56	-32	-100	0,3%
Søer	14	83	-204	-71	-778	1,9%
Slagtesvin	16	93	167	0	1.353	-1,5%
Fjerkræ	-4	-23	-129	-129	-1.157	2,9%
Total	40	236	-299	-232	-877	0,3%

Effekten på emissionerne, som samlet er en reduktion på 0,3% for perioden 2015-2030, er minimal og langt mindre end de 14,3 %, der kan beregnes. Emissionen fra slagtesvin er til og med blevet større i alle årene, i stedet for at blive reduceret. Stigningen i andelen af teknik er ikke høj nok til at opveje dette; derfor er der et fald, indtil den større andel af teknik slår igennem. Det passer også for alle dyretyper undtagen fjerkræ, som har en reduktion i alle årene.

Slagtesvin vedbliver med at have en større emission i alle årene, hvilket skyldes, at DCE i basisfremskrivningen har skruet andelen af staldtyper med teknik meget højt op frem til 2030. Det burde også være gjort i vores beregninger, men hvis vi trækker slagtesvin ud af beregningen, så vil de øvrige dyretyper give et mere retvisende billede af virkemidlet, som vist i tabel 50.

TABEL 50. EFFEKT AF VIRKEMIDLET SKÆRPET BAT-KRAV UDEN SLAGTESVIN [TON NH₃]

Dyretype	2015	2020	2025	2030	Total 2015 - 2030	Total i % af basis
Malkekøer	6	34	-76	0	-195	0,3%
Andet kvæg	8	50	-56	-32	-100	0,3%
Søer	14	83	-204	-71	-778	1,9%
Fjerkræ	-4	-23	-129	-129	-1.157	2,9%
Total	24	144	-465	-232	-2.230	1,2%

Selvom slagtesvin trækkes ud, så er den beregnede reduktion på 2.230 ton kun 1,2 % af den samlede emission i basis for perioden 2015 til 2030.

Konklusionen er, at DCEs beregningssystem tilsyneladende er alt for kompleks til at kunne håndtere denne fremskrivning af et skærpet BAT-krav korrekt.

På baggrund af DCEs beregninger vurderes det at være urealistisk at implementere et virkemiddel med så begrænset reduktionseffekt. Dertil kommer, at værdien af den meget begrænsede reduktion af emission samfundsøkonomisk kun vil kunne retfærdige en meget lille omkostning. Men hvis man ser på den direkte beregnede reduktion på 14,3 %, ved at øge kravet fra 30 % reduktion til 40 % reduktion, så er det et realistisk virkemiddel, som ved fuld implementering vil give en reduktion på ca. 2.200 t NH₃/år (14,3 % af de relevante dyretyper i 2035 i tabel 46).

Der er ikke regnet på omkostningerne ved dette skærpede BAT krav, idet der er alt for mange udgangspunkter og muligheder for at opfylde kravet, så økonomien afhænger af forholdene for den enkelte stald, dvs. dyretypen, besætningens størrelse, stalddypen og de tekniske muligheder for at opfylde et 40 % reduktionskrav. Det har ikke været muligt at afdække alle disse forhold i dette projekt, så der kunne præsenteres et bare nogenlunde realistisk og sikkert grundlag for en økonomisk beregning. Til eksempel kan det oplyses, at i Miljøstyrelsen Resumé af undersøgt miljøteknologi for slagtesvin i staldsystemer med gyllehåndtering (Erhverv, 2011) er der angivet en meromkostning på mellem 15 og 111 kr. pr. kg reduceret NH₃-N for slagtesvin for en række kombinationer af fordring, staldsystemer og luftrensning.

8.4 Virkemiddel: Skærpede krav til teknologi ved udbringning

NH₃-emission fra udbringning af husdyrgødning på marker udgør ca. en tredjedel af landbrugets emission. Forsuring ved udbringning af gødning, der ikke nedfældes, kan reducere afdampningen af NH₃ med op til omkring 50 %. Det er et virkemiddel, som relativt hurtigt og effektivt kan indføres, ved at stille krav om det i Husdyrgødningsbekendtgørelsen (BEK_nr_764, 28/06/2012), f.eks. ved krav om, at al husdyrgødning der spredes på marker enten skal nedfældes eller være forsuret, til f.eks. pH 6,5. Forsuringen kan enten ske i stald, lagertank eller ved udbringningen.

Virningen af at skærpe dette krav om forsuring er undersøgt ved, at DCE har lavet en fremskrivningsberegning med dette krav. Resultaterne af beregningerne er vist i tabel 51.

TABEL 51. EFFEKT AF VIRKEMIDLET FORSURING VED UDBRINGNING [TON NH₃]

	2010	2015	2020	2025	2030
Forsuring ved udbringning af svinegylle	0	-2.270	-1.687	-1.296	-882
Totalt for alle årene i hele perioden			-24.383		

Der ses en faldende effekt af forsuring ved udbringning fra 2020 til 2030, hvilket skyldes den stigende anvendelse af staldforsuring i basis, som også reducerer afdampningen ved udbringning. Hvis indførslen af staldforsuring, som er en relativt dyr teknologi, ikke sker så hurtigt som forudsat, vil effekten af forsuring ved udbringning være tilsvarende større.

DCE har regnet med en reduktion af NH₃-emissionen på 33 % ved forsuring ved udbringning, men det er muligt at opnå en væsentlig højere reduktion. Ifølge Miljøstyrelsens Teknologiliste (MST, 2013) er reduktionen 40 % for svinegylle og 49 % for kvæggylle. Disse reduktioner er ifølge leverandøren opnået ved et pH omkring 6,5. Ved at sænke pH yderligere kan der formentlig opnås en endnu lavere emission, men man risikerer at tilføre jorden alt for meget svovl fra den svovlsyre, der anvendes til at sænke pH.

DCE har kun regnet med forsuring af svinegylle og ikke kvæggylle, fordi der ifølge deres data ikke er så stort et potentiale for kvæggylle, og fordi fremskrivningsberegningerne for kvæggylle er meget mere komplicerede end dem for svinegylle. Det betyder samlet, at den emissionsreduktion, DCE har beregnet, må være i den lave ende af det, der er muligt at opnå. Hvis den beregnede reduktion kan korrigeres forholdsmæssigt fra en reduktion på 33 % til 49 %, så er den potentielle reduktion ca. 50 % større end det beregnede. Desuden er der potentialet for forsuring af kvæggylle, som DCE ikke har med i beregningerne.

Omkostningen til forsuring ved udbringning er i størrelsen 6 – 12 kr./kg reduceret NH₃-emission (Toft, 2013). Hertil kommer en række potentielle fordele for landmanden, primært i form af større gødningsværdi, hvilket giver et højere udbytte. Ifølge (Toft, 2013) er fordelene ved forsuring større end omkostningerne, så anvendelse af forsuring er stigende, fordi landmændene i stigende grad erkender, at der er overskud ved at anvende teknologien. Ifølge Agrotech (Nørgård, 2013) vil en del af forsuringen ske ved tankforsuring og en del ved udbringningen, men der kan opnås samme effekt på afdampningen af NH₃ ved nedfældning.

Nedfældning giver generelt større køreskader og dermed reduceret udbytte end slangeudlægning med eller uden forsuring (Hansen, 2010). Ved nedfældning kræves større trækraft og udlægningsbredden er derved betydeligt smallere end for slangeudlægning, som normalt er 18 – 24 m, hvilket betyder flere kørespor ved nedfældning (Hansen, 2010)

Ifølge (Vestergaard, Specialkonsulent, 2013) er effekten af nedfældning og forsuring ligeværdige, og dyrkningsforsøg på kløvegræs har ikke kunnet dokumentere et øget udbytte ved forsuring frem for nedfældning, bortset fra første slet (Vestergaard, Strategi for gylle til kløvegræs - nedfældning og/eller forsuring). Forsøgene tyder dog på, at nedfældning generelt giver det største udbytte, men det statistiske materiale er for lille til at drage faste konklusioner.

Der tegner sig i branchen et billede af, at med de nuværende priser er der i mange tilfælde et overskud ved forsuring ved udbringning. Nedfældning giver generelt større køreskader end slangeudlægning, hvilket kan have stor betydning for udbyttet for vintersæd (Hansen, 2010), mens det ikke betyder så meget ved nedfældning i sort jord og græs, hvor der i dag er krav om nedfældning. Et driftsøkonomiske overskud betyder, at mange landmænd formentlig vil implementere teknologien af egen interesse, men det kan ikke forventes at alle gør det. Et krav om forsuring eller alternativt nedfældning vil betyde, at alle skal gøre det.

8.5 Opsummering

Vi vurderer, at det er urealistisk at indføre skærpede BAT-krav for nye og eksisterende stalde, da reduktion i emission er så begrænset. Dertil kommer, at værdien af den meget begrænsede reduktion af emission samfundsøkonomisk kun vil kunne retfærdige en meget lille omkostning.

Der tegner sig et billede af, at krav om forsuring eller nedfældning vil medføre driftsøkonomisk overskud for landmændene, og at et sådan krav kan være omkostningsneutralt.

9. Referencer

- BEK_nr_1049. (27/10/2005). *Bekendtgørelse om markedsføring og mærkning af flygtige organiske forbindelser i visse malinger og lakker samt produkter til autoreparationslakering.*
- BEK_nr_1050. (2012). *Bekendtgørelse om begrænsning af emission af nitrogenoxider og carbonmonooxid fra motorer og turbiner.*
- BEK_nr_764. (28/06/2012). *Bekendtgørelse om erhvervsmæssigt dyrehold, husdyrgødning, ensilage m.v.*
- Danmarks Tekniske Universitet; Insitut for Transport. (2010). *Transportøkonomiske Enhedspriser vers 1.3 juli10.*
- DCE-WEB. (2010). *Air Pollutants*. Hentet Januar 2013 fra http://envs.au.dk/videnudveksling/luft/emissioner/air_pollutants/
- DMU. (2010). *Miljøøkonomiske beregningspriser for emissioner. Faglig rapport fra DMU nr. 783.*
- ENS, E. (2011). *Energiproducenttællingen.*
- Erhverv, M. (2011). *Resumé af undersøgt miljøteknologi for slagtesvin i staldsystemer med gyllehåndtering.* Miljøstyrelsen.
- EU. (24. november 2010). *EUROPA-PARLAMENTETS OG RÅDETS DIREKTIV 2010/75/EU om industrielle emissioner (integreret forebyggelse og bekæmpelse af forurening)*. Hentet fra <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2010:334:0017:0119:DA:PDF>
- EUCAR, CONCAWE and JRC. (2007). *WELL-to-WHEELS Report.*
- European Environment Agency. (2011). *Revealing the costs of air pollution from industrial facilities in Europe.*
- Finansministeriet. (1999). *Vejledning i udarbejdelse af samfundsøkonomiske konsekvensvurderinger.*
- Finansministeriet. (2012). *Danmarks Konvergensprogram.*
- Hansen, M. N. (2010). *Nedfældning af gylle i vintersæd.* Miljøprojekt Nr. 1345 2010.
- Jacobsen, A. (Januar 2013). Direktør. (O. Schleicher, Interviewer)
- KL. (2013). *Vejledende gebyrer for lovpligtigt skorstensferjerarbejde 2012 og 2013.* http://www.kl.dk/ImageVault/Images/id_55587/scope_0/ImageVaultHandler.aspx.
- Kristensen, P. G. (Marts 2013). (O. Schleicher, Interviewer)
- Miljøministeriet. (2010). *Samfundsøkonomisk vurdering af miljøprojekter.*
- Miljøstyrelsen. (2012a). *Reducing Air Pollution from Ships.*
- Miljøstyrelsen. (2012b). *Economic Impact Assessment of a North Sea NOx Emission Control Area.*
- MST. (2013). *Teknologilisten*. Hentet fra http://www.mst.dk/Virkksomhed_og_myndighed/Landbrug/Husdyrgodkendelser/BAT/Teknologiliste_ny.htm
- Munch, A. (12. 06 2013). Advisor HSE, Statoil Refining. (O. Schleicher, Interviewer)
- Nielsen, O.-K. (2012/13). *Data*. (O. Schleicher, Interviewer)
- Nielsen, O.-K. (2012). *Projection of SO2, NOX, NH3 and particle emissions 2010-2030.* DCE - Danish Centre for Environment and Energy.
- Nikolaisen, L. (August 2005 og revideret maj 2006). *Brugerundersøgelse for brændeovne og fastbrændselskedler.* Ikke publiceret.
- Nørgård, M. (6. 06 2013). (O. Schleicher, Interviewer)

- Schleicher, O. (2011). *Test of technologies for flue gas cleaning and combustion improvement for existing residential wood burning appliances*. Miljøstyrelsen Environmental Project No. 1393.
- Schleicher, Ole;. (2009). *Revision af beregninger af danske VOC emissioner fra opløsningsmidler og husholdninger*. Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen Nr. 5 2009.
- Shell. (2011). *Miljøreddegørelse 2011 A/S Dansk Shell, Shell-Raffinaderiet*. Shell.
- Skatteministeriet. (17. November 2011). *Fordelingsvirkninger af en forhøjelse af afgiften på NOx med 19,8 kr./kg UDKAST*.
- SPIN. (u.d.). Hentet fra Substances in Preparations in Nordic Countries:
<http://90.184.2.100/DotNetNuke/>
- Toft, M. (12.. April 2013). (O. Schleicher, Interviewer)
- Transportministeriet. (2003). *Manual for samfundsøkonomisk analyse*.
- Vestergaard, A. V. (13. 06 2013). Specialkonsulent. (O. Schleicher, Interviewer)
- Vestergaard, A. V. (u.d.). *Landbrugsinfo*. Hentet 05 2013 fra www.landbrugsinfo.dk:
https://www.landbrugsinfo.dk/Planteavl/Plantekongres/Sider/pl_plk_2013_resume_15-2_Annette_Vibeke_Vestergaard.pdf?download=true

10. Bilag 1: Brændeovne og – kedler

Usikkerheder på emissionsopgørelse og fremskrivning

Der er flere væsentlige usikkerheder forbundet med emissionsopgørelserne for brændeovne og brænde kedler.

Emissionsfaktorerne er baseret på CORINAIR¹¹ med nogen korrektion for danske forhold. Der er flere forhold vedr. emissionsfaktorer, som kan udpeges som usikre:

- Emissionsfaktorerne i CORINAIR er baseret på aktuelle målinger, uden at de dog er specificeret nærmere, hverken med hensyn til prøvebetingelse eller hvilke ovne og kedler, der er testet. Der er stor forskel på traditionen for udformning af brændeovne og brænde kedler i forskellige lande, og derfor kan der også være meget stor forskel på de generelle emissionsniveauer for bl.a. NMVOC. Det betyder, at repræsentative måleresultater på brændeovne fra ét land ikke nødvendigvis vil gælde for andre lande, fordi brændeovnene kan være meget forskellige. CORINAIRs emissionsfaktorer kan derfor afvige meget fra niveauerne i Danmark.
- CORINAIRs emissionsfaktorer er ved fuld last, så der er ikke taget højde for en højere emission ved optænding og en ændret emission ved lav last – det skal man evt. selv gøre ifølge CORINAIR.
- Emissionsfaktorerne for de nye svanemærkede ovne svarer til kravene for at kunne opnå mærket. Ved testene fyres med nåletræ i form af lægter, og de meste anvendte træsorter til fyring i Danmark er løvtræ, primært bøgetræ. Flere undersøgelser viser, at fyring med løvtræ giver lavere emission af både PM_{2.5} og NMVOC end ved fyring med nåletræ.
- DCE regner med uændrede emissionsfaktorer i hele fremskrivningsperioden, selvom der på grund af den teknologiske udvikling med meget stor sandsynlighed vil ske et fald i emissionerne fra nye brændeovne i fremskrivningsperioden.
- DCE regner med, at kun 90 % af de udskiftede brændeovne er svanemærkede, men allerede i dag er stort set alle brændeovne, der sælges i Danmark, svanemærkede.
- Nye brændeovne har højere virkningsgrad end de gamle, og det burde medføre et lavere forbrug af brænde, men det slår ikke igennem i fremskrivningerne, som baseres på et næsten konstant brændeforbrug i hele fremskrivningsperioden.

DCE anvender en udskiftningsrate på 25.000 brændeovne/år, hvilket er baseret på branchens oplysninger og estimater, som dog er fra før den økonomiske krise. Branchen har haft en nedgang i salget af brændeovne i Danmark i de senere år. Det har ikke været muligt at få præcise tal, men

¹¹ CORINAIR er: EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook fra www.eea.europa.eu

meldingerne tyder på, at antallet i de sidste år nærmere har været omkring 20.000 brændeovne/år. Der er således en betydelig usikkerhed på det årlige salg af nye brændeovne, og hvis de realiserede tal afviger meget fra fremskrivningens antagelse, så vil det have en direkte og stor betydning for de bagudrettede emissionsopgørelser. Med de sidste års sandsynlige afvigelser fra det DCE har antaget, så afviger fremskrivningen og udgangspunktet for beregning af de samfundsmæssige omkostninger af virkemidlerne formodentlig allerede fra virkeligheden.

Emissioner fra brændeovne

Fyring med træ i brændeovne og kedler til opvarmning af private boliger giver anledning til relativt høje emissioner af partikler og uforbrændte gasser. Det skyldes, at forbrændingen ikke kan styres optimalt i den type forbrænding. Nyere brændeovne og kedler har mindre emissioner end de ældre, pga. optimeret design og funktionalitet. Små træpilleovne og træpillefyr har lave emissioner, fordi de har styring og kontinuerlig tilførsel af brændslet. Der arbejdes også med at udvikle automatisk styring af forbrændingen i brændeovne, som giver endnu lavere emissioner. Det kan allerede fås i brændeovne fra én leverandør.

Partiklerne fra fyring med træ i brændeovne og kedler består af sod, aske, samt salte og organiske stoffer (tjærestoffer), som ved afkøling af røgen kondenserer på sod- og askepartiklerne, så de vokser i størrelse. Partikler kan derfor forekomme i alle størrelser, men jo bedre forbrænding jo færre af de store partikler dannes der, og dermed blive emissionen af partikler mindre.

For måling og karakterisering af partikler anvendes opdelingen i TSP, PM10 og PM_{2.5}. TSP står for Total Suspended Particulates og er den samlede mængde i vægt af partikler i luften (eller røgen). PM10 står for Particulate Matter mindre end 10 µm og det angiver den samlede vægt af partikler med en diameter mindre end 10 µm. PM_{2.5} er tilsvarende den samlede vægt af partikler mindre end 2,5 µm. Dette projekt omhandler kun PM_{2.5}, som normalt udgør hovedparten af de udledte partikler, og som samtidig anses for at udgøre den mere sundhedsskadelige del af partiklerne. De uforbrændte gasser, som også kaldes VOC (for Volatile Organic Compounds), består af mange forskellige flygtige organiske stoffer, herunder også metan, som normalt udgør en mindre del. Emissionslofterne i NEC-direktivet omfatter ikke metan, og derfor anvendes benævnelser NMVOC, som står for non methane VOC, dvs. VOC undtagen metan.

Brændeovne og brændekedler bidrager også med emission af NO_x med en mængde på omkring 5.000 t/år for sektoren Residential Plants, som også omfatter olie og gasfyring mv. I følge DCE's emissionsopgørelse er emissionsfaktorerne for NO_x-emissionen den samme for både gamle og nye brændeovne og brændekedler. Derfor er der i opgørelserne og fremskrivningerne kun den forskel i emission, som en ændring i brændeforbruget (energiforbruget) betinger. I de virkemidler for reduktion af PM_{2.5} og NMVOC fra brændeovne og brændekedler, der er beskrevet her, medregnes en mulig ændring i NO_x-emissionen derfor ikke.

Principper for DCE's emissionsopgørelse

DCE's emissionsopgørelse for træfyring skelner mellem fire typer brændeovne (gamle, nye, moderne og miljømærkede) og fire typer kedler (gamle og nye, henholdsvis med og uden akkumuleringstank).

Fordelingen og grupperingen af ovne og kedler i emissionsopgørelsen kommer oprindeligt fra et ikke offentliggjort notat fra Teknologisk Institut (Nikolaisen, August 2005 og revideret maj 2006). I dette notat er der anvendt følgende opdeling:

- Gamle brændeovne uden DS-mærke fra før 1985-1990
- Nyere brændeovne med DS-mærke fra perioden 1990 til 2005
- Moderne ovne – typisk med tertiærluft – der kan bestå prøvning efter Norsk Standard

- Andre ovne (pejse, masseovne, andet)
- Gamle brænde kedler (Salamander) med eller uden akkumuleringstankbrænde kedler (som typegodkendt på TI) med eller uden akkumuleringstank
- Træpillekedel

De tre sidste grupper behandles ikke yderligere, fordi kedler ikke indgår, og fordi pejse, masseovne og andet ikke er med i de foreslåede virkemidler.

De tre grupper af brændeovne anvendes i emissionsopgørelsen, hvor der er tilføjet en gruppen "Ny moderne ovn", som er brændeovne der er Svanemærkede.

Der er anvendt lidt divergerende betegnelser for brændeovne, og "oversættelsen" fremgår af tabel 52.

TABEL 52. OVERSÆTTELSE AF BRÆNDEOVNSBETEGNELSER

DCE emissionsopgørelse	
Gamle brændeovne uden DS-mærke fra før 1985-1990	Gammel ovn
Nyere brændeovne med DS-mærke fra perioden 1990 til 2005	Nyere ovn
Moderne ovne – typisk med tertiærluft – der kan bestå prøvning efter Norsk Standard	Moderne ovn
Ny moderne ovn - Svanemærket	

Hver kategori har en emissionsfaktor for NMVOC og PM_{2.5}, og på basis af dem, antallet af hver type ovne og kedler, samt en fordelingsnøgle for forbruget af brænde i hver type ovn og kedel, beregnes den samlede emission.

Eksempel på data og beregnede emissioner for 2010 fra brændeovne er vist i tabel 53.

TABEL 53. DATA FRA DCE-EMISSIONSOPGØRELSE 2010 FOR BRÆNDEOVNE

	2010	Emissionsfaktor		Brændeforbrug		2010 emission	
		(g/GJ)	(g/GJ)	GJ/anlæg	GJ/år	(t/år)	(t/år)
Fyringsanlæg	Antal	NMVOC	PM _{2.5}	GJ/anlæg	GJ/år	NMVOC	PM _{2.5}
Gammel ovn	202.500	1.200	810	20	4.086.718	4.904	3.310
Nyere ovn	315.000	560	810	27	8.622.385	4.829	6.984
Moderne ovn	120.000	250	608	25	3.063.735	766	1.863
Ny moderne ovn	112.500	125	240	25	2.872.252	359	689

Som det fremgår, bidrager ældre brændeovne og kedler med de største emissioner af NMVOC og PM_{2.5}, hvor emissionen fra nye anlæg er betydeligt mindre. Da der sker en løbende udskiftning af ældre anlæg til nye, reduceres den samlede emission løbende. Udskiftningen går dog relativt

langsomt, da de fleste brændeovne har en lang levetid. Et oplagt virkemiddel er derfor at fremskynde denne udskiftning.

Basisscenarie for PM_{2.5} og NMVOC fra boligopvarmning

Basisscenerierne for PM_{2.5} og NMVOC for brændeovne og brændekedler er DCE's fremskrivninger, som for disse kilder er mere detaljerede end for de fleste andre fremskrivninger. Nedenstående tabeller viser fremskrivningerne for henholdsvis NMVOC og PM_{2.5} for alle kilder sammen med emissionerne for privat boligopvarmning, som omfatter emissionerne fra brændeovne og brændekedler.

TABEL 54. DCE'S FREMSKRIVNING FOR NMVOC-EMISSIONEN [TON] (NIELSEN, O-K, 2012)

Sektor	2010	2015	2020	2025	2030
Privat boligopvarmning	14.031	11.172	8.934	7.570	6.298
Sum for alle kilder	91.034	77.652	71.776	68.043	65.960
Privat boligopvarmning i %	15 %	14 %	12 %	11 %	10 %

TABEL 55. DCE'S FREMSKRIVNING FOR PM_{2.5}-EMISSIONEN [TON] (NIELSEN, O-K, 2012)

Sektor	2010	2015	2020	2025	2030
Privat boligopvarmning	17.271	13.542	11.280	9.675	8.181
Sum alle kilder	24.619	19.785	16.892	15.184	13.853
Privat boligopvarmning i %	70 %	68 %	67 %	64 %	59 %

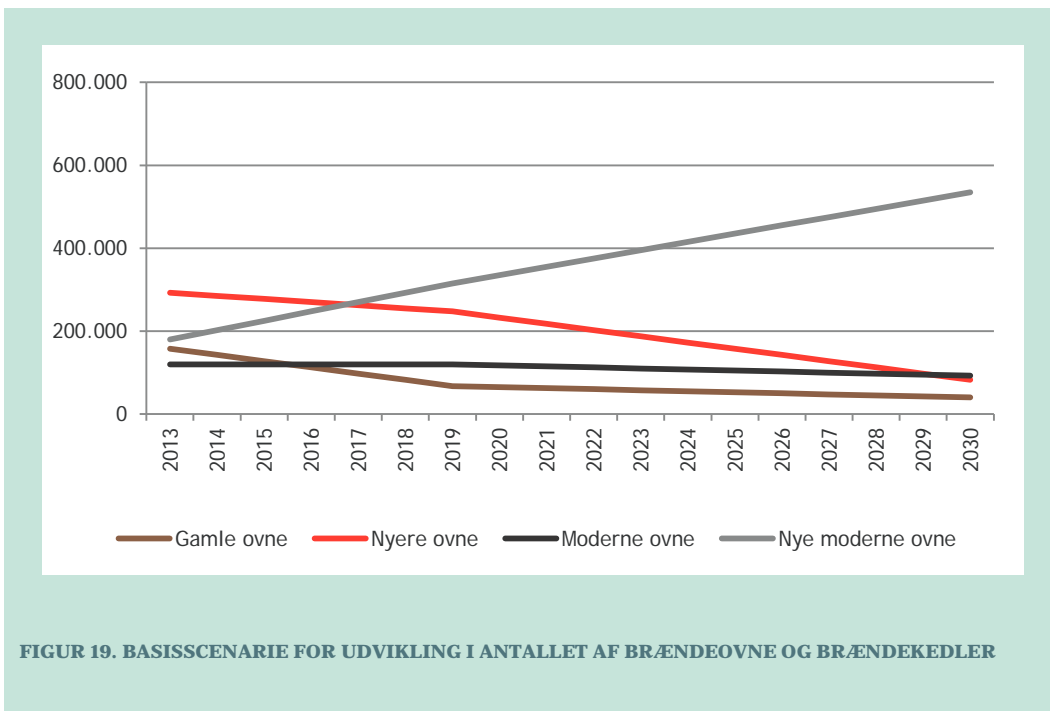
Emissionerne af NMVOC og PM_{2.5} fra privat boligopvarmning kommer hovedsageligt fra fyring med træ i brændeovne og kedler. En mindre del kommer fra fyring med andre faste brændsler (halm, koks, petcoke mv.) og en endnu mindre del kommer fra olie og gasfyr.

DCE's fremskrivning er baseret på følgende forudsætninger:

- 2010 er basisår for fremskrivningen.
- Antallet af brændeovne og brændekedler er konstant i perioden.
- Der udskiftes 25.000 brændeovne årligt, og 90 % af de nye antages at være miljømærkede.
- Der udskiftes 5 % af brændekedlerne årligt, og 80 % af dem antages at være automatiske (er typisk røgsuger og styring af forbrændingen efter vandtemperaturen).
- Indtil 2020 antages det, at 60 % af de udskiftede brændeovne er fra kategorien "gamle", og 30 % er fra kategorien "nye".
- Fra 2020 antages det, at hovedparten af udskiftningerne er i kategorien "nye", da der kun er få "gamle" tilbage.

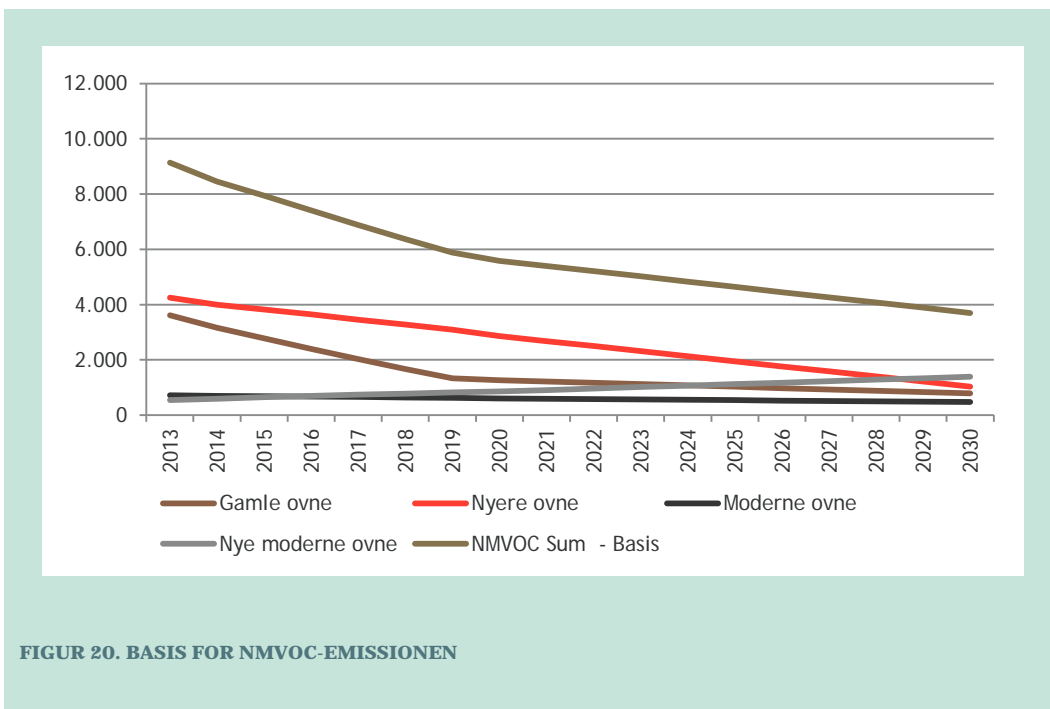
Som det fremgår af tabellen, har DCE regnet med en betydelig reduktion i emissionen i perioden frem til 2030. Potentialet for yderligere reduktion ligger primært i en hurtigere udskiftning af ældre brændeovne til nye, og en sikring af at alle udskiftes, på nær bevaringsværdige historiske ovne. Selvom der ikke opnås en meget lavere samlet årlig emission sidst i perioden, så er der et meget stort potentiale i den akkumulerede emissionsreduktion ved en hurtigere udskiftning.

Basisscenariet for udviklingen i antallet af brændeovne i de fire kategorier er vist i nedenstående figur.



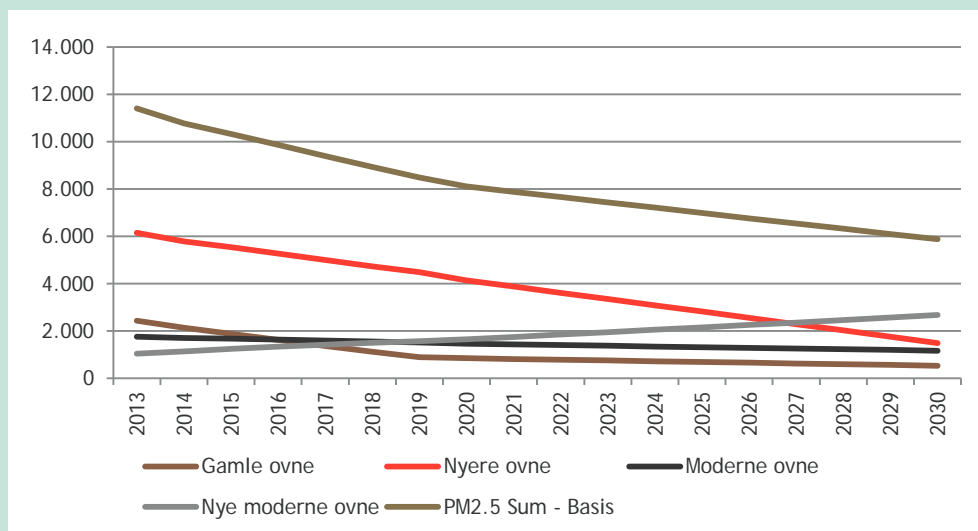
FIGUR 19. BASISSCENARIO FOR UDVIKLING I ANTALLET AF BRÆNDEOVNE OG BRÆNDEKEDLER

Basisscenariet for NMVOC-emission fra DCE fremskrivningen er vist i nedenstående figur.



FIGUR 20. BASIS FOR NMVOC-EMISSIONEN

Basisscenariet for PM_{2.5}-emissionen fra DCE-fremskrivningen er vist i nedenstående figur.



FIGUR 21. BASIS FOR PM2.5-EMISSIONEN

Effekt på emissioner

I beregningerne regnes der med, at de brændeovne, der skiftes ét år, først får virkning på emissionen i det følgende år. I praksis vil udskiftningerne være fordelt over årene, så mange udskiftninger vil få betydning for emissionerne samme år, men da DCE regner med, at udskiftninger ét år først får virkning på emissionerne næste år, har vi for sammenlignelighedens skyld gjort det samme.

Vi har ikke taget stilling til, hvordan et krav om udskiftning af ældre brændeovne eller tilskud til udskiftning i praksis kan gennemføres. Vi forudser et problem med at skelne mellem brændeovne i de forskellige kategorier, fordi der ikke findes nogen offentlig registrering af brændeovne, fx i BBR. Der har heller aldrig været noget krav om mærkning af brændeovne med produktionsår, så det har de færreste. Det er nok kun de nye brændeovne, som har en prøvningsattest, hvor produktionsåret nemt kan findes. Det vil ubetinget være nødvendigt at kunne identificere alle brændeovne med produktionsår eller minimumsalder for at kunne afgøre, om den skal udskiftes under en udfasningsordning, eller om den kan opnå tilskud til udskiftning under en tilskudsordning.

Det anses for muligt at identificere de fleste brændeovne ved at opbygge et billedregister af kendte brændeovne, som kan bruges til identificering. Der findes en meget stor viden om brændeovne hos skorstensfejerne, brændeovnsforhandlere og brændeovnsproducenter, så en meget stor del af brændeovnene kan potentielt identificeres med angivelse af produktionsperioden.

Det vanskeligste vil være at samle denne viden og gøre den tilgængelig for skorstensfejerne, som må være dem, der skal stå for at vurdere, hvilken kategori brændeovnene tilhører. Man kunne fx opbygge en database med billeder af alle identificerede brændeovne, så skorstensfejerne kunne tage et billede af brændeovnen med en smart-phone og sende billedet til databasen, som med billedidentifikation med det samme kan sende et svar tilbage med den eksisterende viden om brændeovnen og dens mulige alder. Hvis brændeovnen ikke er kendt i registeret, så man efterfølgende kan forsøge at identificere den, og data lægges ind i databasen.

11. Bilag 2: Emissioner af NO_x

Usikkerheder

Med forhøjelsen af NO_x-afgiften med virkning fra 1. juli 2012 er der ifølge bemærkningerne til lovforslaget en forventet følgereduktion af NO_x-emissionen på 10.000 t/år, hvilket ikke er medregnet i DCE's fremskrivning, da den blev afsluttet i december 2011.

I DCE's emissionsopgørelser og fremskrivninger er emissionen for de fleste kilders vedkommende beregnet ved at gange energiforbrug med en emissionsfaktor, men i et meget opdelt system, som efterfølgende er summeret op sektorvist, som det der er vist i tabel 21. Opgørelsen for kraftværkerne i den første sektor er dog baseret på deres målte emissioner og deres forventning til de fremtidige emissioner.

De emissionsfaktorer, der anvendes for alle typer fyringsanlæg (undtagen de store kraftværker), svarer til den faste takst, SKAT anvender til opkrævning af NO_x-afgift for anlæg, der ikke afregner efter måling af emissionen. Der er en ganske stor variation i NO_x-emissionen fra forskellige typer anlæg, selvom de anvender samme brændsel, så med de anvendte emissionsfaktorer kan emissionsopgørelserne være både for høje og for lave. DCE har oplyst, at der er relativt dårlige emissionsfaktorer for fjernvarmeværker, mens opgørelsen for kraftværkerne er baseret på deres målte emissioner, og fremskrivningerne er baseret på deres egne forventninger til fremtiden.

Opgørelsen for vejtransport er baseret på emissionsgrænserne i EURO-normerne, og det er for nyligt kommet frem, at grænserne for NO_x-emissionen i EURO 6 er mindre end det, der reelt udledes ved normal kørsel. Fremskrivningerne underestimerer derfor de fremtidige emissioner fra vejtransporten. Det er dog uvist, om det vil få indvirkning på de kommende års emissionsopgørelser.

Emissionsopgørelsen for alle ældre køretøjer er naturligvis også behæftet med en meget stor usikkerhed pga. manglende viden om den reelle emission, men da levetiden for specielt de tunge køretøjer typisk er mindre end 10 år, så vil de relativt hurtigt blive udskiftet med nye, der overholder de gældende EURO-normer.

Fremtidsudsigt for elsektoren

Usikkerheden på fremskrivningerne for alle el- og kraftvarmeproducerende anlæg er blevet meget større siden fremskrivningerne blev udarbejdet, fordi hele elsektoren er under voldsom forandring. Privatiseringen af kraftværkerne, frigivelse af elprisen, den store udbygning med vindmøller (med offentlig støtte), udbygning af solcelleanlæg, fald i elforbruget, billig vand- og atomkraft i det nordiske elsystem og en høj naturgas pris har gjort det til en dårligere forretning at producere el. I 2018 bortfalder endvidere rådighedsbetalingen for de decentrale værker, og det kan medføre, at mange værker nedlægger deres elproducerende enheder, som typisk er gasmotorer, og nøjes med at producere varme, hvilket forventes i højere grad at ske på biomassefyrede anlæg. Virkningen på emissionen af NO_x kan ikke forudsiges, men på grund af det usikre marked, vil der være en mindre villighed til at investere i NO_x-rensning, specielt på mindre elproducerende anlæg.

Alle disse usikkerheder, og specielt usikkerheden om fremtidens markedsforskel for elproduktion, gør det yderst vanskeligt at lave realistiske scenarier for virkemidler til fremtidig NO_x-reduktion.

Forbedring af emissionsopgørelsen

Efter indførelsen af NO_x-afgiften er der en oplagt mulighed for at reducere usikkerheden på emissionsopgørelsen for en meget stor del af de danske energianlæg ved at basere opgørelsen på det realiserede NO_x-afgiftsprodukt. Alle anlæg, der er større end 30 MW, skal i dag have kontinuerlig måling af NO_x-emissionen, og de skal opgøre emissionen månedligt og indbetale NO_x-afgiften til SKAT. Dette krav omfatter også gasmotorer og gasturbiner, der er større end 10 MW, men der vil først være fuldt implementeret med udgangen af 2020, jf. tidsfrist i gasmotorbekendtgørelsen (BEK_nr_1050, 2012). Anlæg mindre end 30 MW skal betale afgiften efter forbruget af brændsel, og hvis de har en lavere emission end svarende til den faste takst, kan de indberette deres emission, fx dokumenteret ved målinger, og derved opnå afgiftsrefusion, svarende til den lavere udledning. Selvom der vil være mange anlæg og anvendelser, hvor der indgår NO_x-afgift, vil en emissionsopgørelse baseret herpå med stor sandsynlighed kunne give en meget bedre opgørelse for energianlæggene og med betydelig mindre usikkerhed.

DCE har overvejet om fremtidige opgørelser kan baseres på indbetalt NO_x-afgift, men angiver, at der nok er problemer for nogle anlæg/brancher. Det er specielt anlæg mindre end 1 MW, hvor der fyres med biomasse, halm og flydende VE, fordi de ikke skal betale NO_x-afgift.

Potentialer for NO_x

Hovedparten af alle kilder til NO_x-emission kan i princippet forsynes med NO_x-rensning, fx med SCR katalysator, som kan reducere emissionen med 90 - 95 %, eller andre teknologier, som SNCR og motoroptimering, som nærmere kan give 50 % reduktion. Det er dog ikke i praksis muligt at gennemføre for alle kilder. Dels er der tekniske problemer med at installere en NO_x-katalysator på mange eksisterende kilder, fx entreprenørmaskiner, skibe, toge og energianlæg, og dels vil der mange steder være pladsproblemer, som kan gøre det meget vanskeligt at installere og derfor også meget dyrt. Mange af kilderne er også ældre anlæg, som derfor har en begrænset restlevetid, som typisk er meget kortere end levetiden for den rensning, der kunne installeres.

Basisscenariet for NO_x, som er DCE's fremskrivninger fordelt på sektorer, er vist i tabel 21.

Kraftværker (inkl. elproducerende affaldsforbrænding)

NO_x-emissionen fra kraftværkerne forventes at blive væsentlig lavere, end DCE-fremskrivningen forudsiger, dels fordi omlægningerne i energiforsyningen, bl.a. med udbygningen af vindmøller og solcelleanlæg, medfører en større reduktion i elproduktionen fra de centrale værker, end der tidligere er forudset, og dels fordi NO_x-afgiften har medført en optimering og udbygning af NO_x-rensning med SCR. Optimering af SCR-anlæg startede allerede, da NO_x-afgiften blev introduceret, fordi driftsudgifterne ved en øget NO_x-rensning var lavere, end besparelsen i en NO_x-afgift på 5 kr./kg. Forhøjelsen af NO_x-afgiften til 25 kr./kg forstærker kun incitamentet til at forbedre rensningen, så den nuværende NO_x-afgift er et rigeligt effektivt virkemiddel til at reducere og holde emissionen fra kraftværkerne så lav som mulig.

Affaldsforbrændingsanlæg

Affaldsforbrændingsanlæggene findes i to grupper afhængigt af, om de har elproduktion eller ej. Det er typisk de nyere og større forbrændingslinjer der har elproduktion, men de lidt ældre og mindre ovnlinjer producerer udelukkende fjernvarme. Alle anlæggene skal overholde den samme emissionsgrænseværdi for NO_x på 200 mg/m³(n,t) ved 11 % O₂, og det opnår de generelt ved at anvende NO_x-rensning med SNCR-teknologien, som kan bringe emissionen ned under grænseværdien. Så vidt vides har ingen af de danske affaldsforbrændingsanlæg NO_x-rensning med SCR. Tidligere er emissionen af NO_x typisk nedbragt til lidt under grænseværdien med SNCR, men da NO_x-afgiften blev indført og specielt efter forhøjelsen til 25 kr./kg, har der været et stort

incitament til reducere emissionen så meget som muligt for at reducere NO_x-afgiftsbetalingen, som afregnes efter den målte emission på alle anlæg. Der er dog grænser for, hvor meget emissionen kan reduceres med SNCR, bl.a. fordi en meget høj reduktion normalt vil medføre et større udslip af NH₃. Det kan give problemer i den efterfølgende røggasrensning, og derved begrænse den rensning, der er muligt at opnå. Det kan også give problemer med for høj NH₃-emission, da nogle anlæg allerede har en emissionsgrænseværdi for NH₃. Flere må forventes at følge efter, hvis det bliver mere almindeligt at øge doseringen for at reducere NO_x-emissionen mest muligt.

Langt de fleste affaldsforbrændingsovne er mere end 20 år gamle. Der er kun 4, der er mindre end 10 år gamle.

Flere nye ovne er under etablering eller projektering. De erstatter nogle af de gamle ovne og bliver forsynet med SNCR-rensning for NO_x, undtagen den kommende nye Amager Forbrænding, som ifølge miljøgodkendelsen vil blive etableret med SCR-rensning.

SCR kan i princippet installeres på eksisterende affaldsforbrændingsovne, men det er en meget omfattende og dyr løsning, dels fordi der ofte vil være pladsproblemer, dels fordi det typisk installeres efter partikelfiltreringen, hvor røggastemperaturen er så lav, at den skal genopvarmes til fx 190 °C for at opnå en rimelig virkningsgrad på katalysatoren. Det vil være en ekstra investering og energiforbruget vil være højere. På de eksisterende anlæg, hvor de fleste har en begrænset restlevetid, vil det være en meget stor investering, der skal afskrives og forrentes i en periode, der er meget kortere end SCR-anlæggets normale levetid. I praksis er det derfor ikke realistisk at eftermontere SCR på eksisterende affaldsforbrændingsanlæg.

Affaldsforbrændingsanlæggene reguleres overordnet af EU's IE-direktiv (EU, 2010), og selvom det tillader, at der stilles skærpede krav, så er der i direktivet introduceret begrebet bindende BAT-konklusioner. Det betyder, at alle anlæg skal leve op til de grænseværdier, der følger med EU-vedtagelsen af en bindende BAT-konklusion. Arbejdet med at revidere BAT-dokumentet for affaldsforbrændingsanlæg er startet, og når det afsluttes i løbet af de næste år, vil det sandsynligvis blive vurderet, om de emissionsværdier, der kan opnås med SCR, skal vedtages som bindende BAT-konklusion.

Vi kan her påpege et muligt virkemiddel: At affaldsforbrændingsbekendtgørelsen suppleres med et krav om, at alle nye affaldsforbrændingsovne skal overholde en meget lav emissionsgrænseværdi for NO_x, som kun kan overholdes ved at etablere SCR.

Vejtransport

NO_x-emissionen fra vejtransport reduceres med ca. 75 % frem til 2030 pga. udskiftning til køretøjer, der overholder nye skærpede EURO-normer. Vi har aftalt med Miljøstyrelsen, at vi generelt ikke ser på virkemidler for vejtransport, fordi de reguleres af EURO-normer.

Olie- og gasudvinding

Der er et pænt stort potentiale for at reducere NO_x-emissionen fra olie- og gasudvinding på offshore anlæg. Emissionen kommer hovedsageligt fra spildgaskdrevne turbiner, som dels laver el, og dels driver pumpe mv. Vi formoder, at NO_x-afgiften vil medvirke til, at emissionen reduceres, fordi det vil kunne betale sig at installere en LowNO_x turbiner, når en turbine alligevel skal udskiftes. Alternativ kan afgiften betyde, at man indbygger LowNO_x-teknologi, når en turbine skal renoveres. Måske vil arbejdet også blive sat i værk lidt tidligere pga. afgiften. Selvom SCR-rensning formentlig kan kombineres med nogle af gasturbinerne, vil der typisk ikke være plads til både SCR-katalysatoren og udstyret til at lagre og dosere urea på platformen. Omkostninger til arbejde på

platforme er flere gange højere end på landbaserede anlæg, så det kan ikke forventes, at NO_x-afgiften alene vil medføre en meget hurtig reduktion i NO_x-emissionen.

Privat boligopvarmning

Brændeovne og brænde kedler bidrager også med emission af NO_x, med en mængde på omkring 5.000 t/år for sektoren Residential Plants, som også omfatter olie- og gasfyring mv. I følge DCE's emissionsopgørelse er emissionsfaktorerne for NO_x-emissionen den samme for både gamle og nye brændeovne og brænde kedler. Derfor er der i opgørelserne og fremskrivningerne kun den forskel i emission, som ændringer i brændeforbruget (energiforbruget) betinger.

Der vil reelt være forskel i emissionen af NO_x fra forskellige brændeovne og brænde kedler, men der findes ikke anerkendte emissionsfaktorer, der differentierer mellem forskellige anlæg. Fx har brændets indhold af bark stor betydning for emissionen af NO_x, fordi det indeholder mere kvælstof end rent træ, og kvælstof brænder delvist til NO_x. Fyringsmetoden har også betydning for dannelsen af NO_x.

Non road engines

Non road engines er bl.a. entreprenørmaskiner og landbrugsmaskiner, og deres emissioner er fordelt på de respektive områder hvor de anvendes, fx: industri, byggeri, husholdninger, handel og service, landbrug, fiskeri og dambrug. Der er et pænt potentiale for NO_x-reduktion fra non road engines ved at eftermontere en SCR-katalysator. I praksis er det problematisk at realisere dette, fordi der findes så mange forskellige maskiner, og det er ikke muligt at eftermontere SCR-katalysator på alle modeller. Efter aftale med miljøstyrelsen undersøges dette potentiale ikke nærmere, dels fordi der forventes en udvikling og stramning i EU's direktiv for non road engines inden for en overskuelig årrække, og dels fordi det anses for urealistisk, at Danmark indfører generelle regler på området. Det er dog muligt at indføre skærpede regler for non road engines (primært entreprenørmaskiner) i eksisterende og kommende miljøzoner.

Energianlæg

Energianlæg omfatter her de tre sektorer, vist i nedenstående tabel.

TABEL 56. ENERGIANLÆG (NIELSEN, O-K, 2012)

År	2010	2015	2020	2025	2030
Forbrænding i produktionsvirksomheder	5.359	5.361	4.934	4.938	5.083
Fjernvarmeanlæg (inkl. affaldsforbrænding)	1.861	2.561	2.310	2.295	2.067
Fyringsanlæg i skov- og landbrug og akvakultur	772	920	1.287	1.350	1.613
Sum	7.992	8.842	8.531	8.583	8.763

Der er et stort potentiale for NO_x reduktion på disse anlæg, fordi relativt få har NO_x-rensning. Det omfatter dog et meget stort antal anlæg, hvor hovedparten er ældre og relativt små anlæg. Etablering af NO_x rensning er omkostningstung, så det sker ikke, med mindre det er et direkte myndighedskrav eller fordi det kan betale sig, fx ved sparet NO_x-afgift.

Myndighedernes krav til emission af NO_x i miljøgodkendelser omfatter normalt kun de emissionsgrænseværdier, som Miljøstyrelsen har fastsat, dels i Luftvejledningen og dels i standardvilkårene i godkendelsesbekendtgørelsen. Disse grænseværdier kan normalt overholdes

uden NO_x rensning. Der er dog nogle typer anlæg og brændsler, som har problemer med at overholde grænseværdierne, fx fyring med fuelolie, halm og nogle anlæg der fyrer med skovflis med et stort indhold af bark, blade og nåle. Nogle anlæg har derfor etableret SNCR rensning, som bringer emissionen ned under grænseværdien, mens andre har en emission der er større end grænseværdien

SCR rensning er generelt problematisk at anvende på biomassefyrede anlæg og specielt halmfyrede anlæg, pga. forgiftning af katalysatoren med stoffer der findes i de partikler der er i røgen. Problemerne kan håndteres med tekniske løsninger, men det koster betydeligt i ekstra anlægsomkostninger og større driftsomkostninger.

Selvom der er et stort potentiale for NO_x reduktion fra disse anlæg, så er det problematisk at realisere, fordi der er så mange forskellige typer anlæg, og der vil være meget store variationer i både investering og driftsomkostninger for SCR rensning.

12. Bilag 3: Emissioner af NMVOC

Usikkerheder

DCE beregner den årlige emission af VOC efter formlen:

$$\text{Forbrug} = \text{Produktion} + \text{Import} - \text{Eksport}$$

Tallene hentes fra Danmarks Statistik for hvert enkelt stof, og det samlede forbrug fordeles ud på en lang række brancher ud fra oplysninger i den nordiske produktdatabase Substances in Preparations in Nordic Countries (SPIN, u.d.), hvori der kan hentes informationer vedrørende specifikke stoffer og deres industrielle anvendelsesområder, inddelt efter NACE branchekoder. Når det samlede nationale forbrug for en enkelt VOC er fordelt på de enkelte brancher, multipliceres forbruget med en emissionsfaktor (EF), der for den enkelte branche angiver, hvor stor en andel der emitteres til luften:

$$\text{Emission} = \text{EF} * \text{Forbrug}$$

De anvendte emissionsfaktorer er baseret på oplysninger fra brancher, videnskabelig litteratur, andre landes opgørelser og ud fra egne faglige skøn, for hver enkelt branche og/eller VOC. Der er generelt meget lave EF for industriel anvendelse af VOC'er, og generelt højere EF for VOC i slutbrugsfasen.

Da emissionerne er beregnet på denne måde, er de behæftet med en meget stor usikkerhed, og den reelle emission kan være både meget større og meget mindre, fordi der kan være betydelige fejl i alle de indgående tal og beregninger. Dette er dokumenteret i Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen, nr. 5- (Schleicher, Ole;, 2009).

Det er således meget vanskeligt at påpege virkemidler til reduktion af emissionen, dels fordi opgørelsen generelt går på VOC-typer og ikke på anvendelser, hvor bestemte industrier eller anvendelser kan rammes, og dels fordi der er de store usikkerheder på opgørelsen. Det betyder også, at selvom der findes og gennemføres virkemidler, som reducerer emissionen af NMVOC, så er det ikke sikkert, at det slår igennem i opgørelsen, enten fordi det ikke kan registreres eller dokumenteres i de indgående data, eller fordi emissionen var større end beregnet, så virkemidlet bare har bragt emissionen ned til det beregnede.

Vi behandler dog to anvendelser, sprinklervæske og spraydåser, fordi forbruget af VOC her med rimelig sikkerhed kan identificeres.

Potentialevurdering

Som det fremgår af tabel 37, er der mange sektorer, og hver sektor består typisk af mange eller rigtig mange mindre kilder, hvoraf de fleste har en relativ lille emission af NMVOC.

Under hver sektor kan der være et stort antal kilder, hvilket gør det problematisk at udpege kilder eller områder, hvor man med simple virkemidler kan opnå en stor reduktion af NMVOC emissionen.

Der er tydeligvis et stort potentiale for reduktion i den første og største sektor "Anvendelse af solventer", men virkemidlerne er vanskelige, fordi der er tale om mange forskellige mindre anvendelser, fx anvendelse af maling, lak, træbeskyttelse og mange andre produkter, der anvendes af både private og håndværkere, hvor hele indholdet af NMVOC fordampes.

Fordelingen af emissionerne på konkrete solventer i 2010 fra sektoren "Anvendelse af solventer" er vist i tabel 57.

TABEL 57. FORDELINGEN AF NMVOC-EMISSION FRA ANVENDELSE AF VOC-SOLVENTER I 2010 (SCHLEICHER, OLE., 2009)

STOF	EMISSION [TON]	STOF	EMISSION [TON]
ÆTANOL	7.950	BUTANOL	481
TERPENTIN	5.790	XYLEN	472
PROPYLALKOHOL	2.930	PHENOL	201
CYANATER	2.120	CYCLOHEXANOL	164
PENTAN	1.560	TOLUEN	158
MÆTANOL	1.060	GLYCOLETHER	158
PROPYLENGLYCOL	946	ETHYLENGLYCOL	124
ACETONE	839	FORMALDEHYD	124
PROPAN	654	BUTANOL	105
BUTAN	654	SUM ANDRE <100 T	233

Emissionen af hvert VOC er beregnet ud fra forbruget og fordelt på brancher, som beskrevet i forrige afsnit. Der kan være mere end 20 brancher for nogle af VOCerne.

En del af VOC-forbruget kan spores til specifikke produktioner eller produkter, fordi de anvendes i ren form eller i store mængder på få virksomheder. Det er fx ætanol til sprinklervæske, terpentin i maling, metanol til fremstilling af biodiesel og formaldehyd mv., propan og butan som drivmiddel i spraydåser.

En anden del af VOC forbruget er meget vanskeligt at spore, fordi det anvendes i blandinger, i små mængder, i mange forskellige produkter og evt. fra mange forskellige producenter. En del af dette VOC forbrug findes også i importerede råvarer og færdigvarer, hvor indholdet af VOC opgives til Danmarks Statistik.

13. Bilag 4: NH₃

NH₃ emission fra stalde for pelsdyr er i DCEs fremskrivning konstant på 6.457 t/år i hele perioden frem til 2030. Hovedparten af denne emission kommer fra minkfarme. København FUR (brancheorganisationen) her i flere år arbejdet med at reducere denne emission, både via foder og ved opsamling og håndtering af gyllen. Alle minkfarme har i dag gyllerender under burene, som skrubes en gang ugentligt. Hyppigere tømning af renderne har vist at kunne reducere NH₃ afdampningen, og teknologien har lige opnået et VERA verificat. Ved at øge tømningshyppigheden fra en til to gange ugentligt, reduceres NH₃ afdampningen med 30 %.

Ifølge København FUR* vil to tømninger pr. uge successivt blive indført på alle minkfarme i forbindelse med miljøgodkendelse eller revurdering. Det er forbundet med en ekstra omkostning at tømme to gange ugentligt. Omkring 1/3 af minkfarmene har systemer til automatisk tømning med skrabere, og for dem er omkostningen ved to ugentlige tømninger minimal, fordi anlægget bare skal køre hyppigere. De øvrige 2/3 tømmer ved manuelt skrabning, og her opgives omkostningen ved at skrabe to gange ugentligt til 52 kr. per sparet kg NH₃ emission. For etablering af automatisk tømning er omkostningen ca. 90 kr. per kg sparet N emission.

Teknologien vil angiveligt blive indført på alle minkfarme i løbet af en årrække, men den kan også indføres hurtigere ved regulering, fx ved revision af bekendtgørelsen for pelsdyrproduktion. En stor del af minkfarmene er ikke miljøgodkendte, og skal først bliver det når de ønsker at ændre produktionsforholdene, fx udvide.

NH₃ emission fra kyllingefarme er næsten uændret i perioden frem til 2030. DCE har indregnet en 60 % reduktion af NH₃ emissionen på 20 % af kyllingerne i fremskrivningen. Her er der mulighed for en væsentlig større reduktion, ved at kræve luftrensning eller anden teknologi, som reducerer emissionen. En teknologi til varmegenvinding på kyllingefarme er for nylig blevet ETV certificeret, og den teknologi medfører en gennemsnitlig reduktion af NH₃ emissionen på 41 %. Reduktionspotentialet er omkring 850 t/år. Ved implementering af teknologien på de 80 % af kyllingefarmene, som ifølge DCE's fremskrivninger ikke har etableret rensning. Retableres der rensning med en effekt på 60% er reduktionspotentialet omkring 1.200 t/år. Jeg har ikke noget om økonomien.

Virkemiddelkatalog for NO_x, PM_{2.5}, NMVOC og NH₃

Virkemiddelkataloget vurderer de samfundsøkonomiske effekter af forskellige tiltag rettet mod at reducere emissionerne af NO_x, PM_{2.5}, NMVOC og NH₃. Nogle af virkemidlerne har ikke den store effekt eller er for dyre, mens andre har en stor effekt og et højt samfundsøkonomisk afkast.



Miljøministeriet
Miljøstyrelsen

Strandgade 29
DK - 1401 København K
Tlf.: (+45) 72 54 40 00

www.mst.dk