

M-511 | 2016

Kaldventilering og diffuse utslipp fra petroleumsvirksomheten på norsk sokkel

# Delrapport 2

## Utslippsmengder og kvantifiseringsmetodikk

Utarbeidet for Miljødirektoratet



Geir Husdal  
Lene Osenbroch  
Özlem Yetkinoglu  
Andreas Østebrot

 **add energy**

**add novatech as**

**15.03.2016**

**Utførende institusjon**

add novatech as

**Oppdragstakers prosjektansvarlig**

Geir Husdal

**Kontaktperson i Miljødirektoratet**

Sissel Wiken Sandgrind/Bjørn A. Christensen

**M-nummer**

M-511|2016

**År**

2016

**Sidetall**

79

**Miljødirektoratets kontraktnummer**

14088187

**Utgiver**

Miljødirektoratet

**Prosjektet er finansiert av**

Miljødirektoratet

**Forfatter(e)**

Geir Husdal, Lene Osenbroch, Özlem Yetkinoglu og Andreas Østebrot

**Tittel – norsk og engelsk**

Kaldventilering og diffuse utslipp fra petroleumsvirksomheten på norsk sokkel  
Delrapport 2 - Utslippsmengder og kvantifiseringsmetodikk

**Sammendrag – Summary**

Basert på kartleggingen av utslippskilder i Modul 1 av dette prosjektet, ble metodikk for kvantifisering av utslippene fra de enkelte kildene vurdert og prinsipper for fremtidige kvantifiseringsmetoder anbefalt. Generelle kvantifiseringsmetoder ble foreslått for de fleste utslippskildene for å sikre konsistens. For kilder som forekommer på en enkelt eller et fåtall innretninger ble det foreslått at operatørselskap utarbeider innretningsspesifikke metoder. Tilsvarende ble innretningsspesifikke metoder anbefalt for utslippskilder som er så komplekse at generelle metoder kan bli inkonsistente. For kilder med svært små utslipp ble det anbefalt at separat kvantifisering av utslippene fra disse kildene utgår og erstattes med et enkelt prosentpåslag som skal omfatte alle slike småkilder.

Nye utslippsestimater ble utarbeidet. Disse indikerte at tidligere rapporterte utslipp kan være overrapportert. Usikkerheten er imidlertid stor, spesielt for diffuse utslipp og smålekkasjer.

**4 emneord**

Direkteutslipp, HC-gass, metoder, utslippsdata

**4 subject words**

Direct emissions, HC gas, methodology, inventories

**Forsidefoto**

Heimdal. Kilde: Statoil, fotograf: Øyvind Hagen

## Sammendrag

Med utgangspunkt i resultatene fra kartleggingen som ble gjennomført i Modul 1 av dette prosjektet og de potensielle utslippsgenererende prosesser og delprosesser som ble identifisert i den modulen, er forslag til nye, fremtidige kvantifiseringsmetoder vurdert og foreslått, og nytt utslippsestimat utarbeidet.

Generiske kvantifiseringsmetoder er foreslått for de fleste prosessene/utslippskildene, men for noen få er innretningsspesifikke metoder anbefalt. Dette er kompliserte kilder og prosesser som anvendes bare på én eller et par innretninger.

For noen prosesser/delprosesser er det foreslått å benytte faktormetoden, men med bruk av den utslippsstyrende parameter som aktivitetsfaktor. Den utslippsstyrende parameter kan være f.eks. mengde produsert vann, antall brønner, etc. Ellers er metodevariasjonen stor:

- Måling/prøvetaking
- Prosess-simuleringer/bruk av spesialprogrammer
- Utnytte registrerte måledata
- Registrering av hendelser (for ikke-kontinuerlige utslipp)
- Leverandørdata

Kartleggingen som ble gjennomført i Modul 1 viste at utslippene fra flere av de identifiserte utslippskilder er så små at de i praksis ikke har noen betydning for de totale utslippene. Det foreslås derfor at det ikke gjennomføres separate utslippsberegninger for disse kildene, og at dette kompenseres ved hjelp av et lite fast prosentueilt tillegg på toppen av de beregnede utslippene.

I Modul 2 er de totale utslippene fra sektoren forsøkt beregnet/estimert på nytt. Dette er delvis gjort med referanse til de foreslåtte nye kvantifiseringsmetoder, men ikke fullt ut ettersom nødvendige referansedata ikke forelå. I slike tilfeller er det benyttet andre og mer usikre beregningsmetoder. For noen få delprosesser har det ikke foreligget informasjon som har gjort det mulig å estimere utslippene. Dette skyldes i flere tilfeller at historiske data som kreves for å beregne utslipp ikke er blitt registrert. Utslippsoversiktene viste at direkteutslipp både av metan og av NMVOC er lavere enn det som tidligere er innrapportert etter de «gamle» metodene.

Usikkerheten i utslippsestimatene og det som kan forventes ved de foreslåtte nye kvantifiseringsmetodene er vurdert på kvalitativt grunnlag. Grunnet manglende tilgang på data har det ikke vært mulig å foreta kvantitative usikkerhetsberegninger. Usikkerheten i totalestimatet er anslått å være i størrelsesorden flere titalls prosent, men i motsetning til tidligere utslippsoversikter er beregningene foretatt etter mer konsistente metoder og gir riktigere utslippsdata.

Usikkerheten i utslippsestimatene er spesielt stor for diffuse utslipp og smålekkasjer. Denne utslippskilden er derfor behandlet separat i et eget delprosjekt. Dette er beskrevet i delrapport 4.

De foreslåtte nye estimeringsmetodene vil i fremtiden kunne sikre enda bedre konsistens og enda riktigere utslippsoversikter enn det som vises i denne rapporten. Naturen til direkte metan- og NMVOC-utslipp tilsier imidlertid at det også etter de nye foreslåtte metodene må aksepteres en betydelig usikkerhet. Underlaget som er gjennomgått for andre land, viser at dette er et generelt problem. Gjennomføres de foreslåtte beregningsmetodene, vil dette sikre at kvaliteten på utslippsrapportene for direkte utslipp fra norske sokkelinnretninger vil bli minst like god eller bedre enn i noen av de land en har sammenlignet med.

Mulighetene for å måle gassmengdene som går til utslipp, er undersøkt. Ultrasoniske målinger er funnet å være det mest attraktive måleprinsippet. Slike målinger ser også ut til å kunne brukes til fordeling av totalutslippene mellom metan og NMVOC. Ultrasoniske målere kan installeres uten å tømme røret for HC-gass. Dette kalles gjerne «hot tap» installasjon. Ultrasoniske målinger kan også utføres ved hjelp av målere som installeres på utsiden av røret, såkalte «clamp-on» målere. Dette er primært aktuelt for tilførselsstrømmer som går til utslipp, f.aks. strippegass, spylegass, etc. For utslippsstrømmer, der trykket er lavt, anbefales ikke «clamp-on» målere i dag.

# Innhold

Sammendrag .....	1
<b>1 Innledning .....</b>	<b>1</b>
<b>2 Utslipp av HC-gasser .....</b>	<b>2</b>
2.1 Hvorfor er det fokus på utslipp av HC-gasser? .....	2
2.2 Hva er direkteutslipp av HC-gasser? .....	2
<b>3 Målsetning og arbeidsomfang .....</b>	<b>3</b>
<b>4 Utslippsvurderinger pr. kilde .....</b>	<b>4</b>
4.1 TEG-regenerering .....	4
4.2 Produsertvannhåndtering .....	10
4.3 Lavtrykks væskeutskillere .....	15
4.4 Oljetetninger på sentrifugalkompressorer .....	16
4.5 Tørre tetninger på sentrifugalkompressorer .....	20
4.6 Tetninger på stempelkompressorer .....	24
4.7 Tetninger på skruekompressorer .....	26
4.8 Gassfriing av prosessanlegg .....	27
4.9 HC spyle- og teppegass i rør, utstyr og lagertanker .....	29
4.10 Trykkavlastning/gassfriing av instrumenter og instrumentmanifolder .....	30
4.11 Fakkalgass som ikke brenner .....	31
4.12 Lekkasje i prosessen .....	35
4.13 Avblødning av gass fra produksjonsstigerør .....	39
4.14 Boring .....	40
4.15 Gassturbiner .....	42
4.16 Amin regenerering .....	45
4.17 Gassanalyser og prøvestasjoner .....	46
4.18 Turret på FPSO'er .....	48
4.19 Piggsluser .....	48
4.20 Trekking av korrosjonskupper .....	49
4.21 Fleksible stigerør .....	50
4.22 Lagertanker for råolje på FPSO'er .....	52
4.23 Lagertanker for diesel og andre forbruksoljer .....	54
4.24 Double Block and Bleed (DBB)-ventiler .....	56
4.25 Strippegass sjøvannsinjeksjon .....	57
4.26 Utslipp fra målt fellesvent .....	57
<b>5 Utslippsbestemmelse ved hjelp av målinger .....</b>	<b>58</b>

<b>6</b>	<b>Metoder for kvantifisering av utslipp .....</b>	<b>61</b>
6.1	<i>Trinnvis metodikk .....</i>	61
6.2	<i>Kvantifiseringsmetoder .....</i>	61
<b>7</b>	<b>Samlet utslippsoversikt .....</b>	<b>64</b>
7.1	<i>Utslippsdata .....</i>	64
7.2	<i>Sammenligning med utslipp beregnet etter dagens beregningsmetoder .....</i>	66
<b>8</b>	<b>Sammenligning med andre land .....</b>	<b>67</b>
8.1	<i>USA .....</i>	67
8.2	<i>Canada .....</i>	70
8.3	<i>Australia .....</i>	70
8.4	<i>UK .....</i>	71
8.5	<i>Danmark .....</i>	71
8.6	<i>Nederland .....</i>	72
<b>9</b>	<b>Anbefalinger om videre kartlegging .....</b>	<b>73</b>
<b>10</b>	<b>Oppsummering og konklusjoner .....</b>	<b>74</b>
<b>11</b>	<b>Forkortelser og begreper .....</b>	<b>75</b>
11.1	<i>Forkortelser .....</i>	75
11.2	<i>Begreper .....</i>	76
<b>12</b>	<b>Referanseliste .....</b>	<b>77</b>
	<b>Vedlegg - Beregning av utslipp fra TEG Regenerering i USA .....</b>	<b>78</b>

# 1 Innledning

Rapporterte utslippsdata utgjør et viktig grunnlag for Miljødirektoratets oppfølging av virksomhetene, herunder kravstilling og tiltaksvurderinger. Rapporterte data danner grunnlag for nasjonalt utslippsregnskap og for oppfølging av nasjonale mål og internasjonale forpliktelser. Miljødirektoratet ser det derfor som viktig å framskaffe sikrere utslippstall enn det som foreligger i dag.

Petroleumsvirksomheten offshore medfører utslipp til luft av metan og flyktige organiske forbindelser utenom metan (nmVOC) fra en rekke utslippskilder. Det er tre hovedkilder til slike utslipp:

- uforbrent gass fra gassturbiner, gassmotorer, kjeler og fakler,
- gass som slippes ut fra skytteltankere i forbindelse med lasting av olje og gass på feltet
- kaldventilering og diffuse utslipp fra innretningene, også kalt direkte metan- og NMVOC-utslipp.

De direkte utslippene som er innrapportert fra sektoren utgjorde ca. 71 % av det totale metanutslippet og ca. 18 % prosent av det totale nmVOC-utslippet fra sektoren i 2012.

Det har i flere år vært stilt spørsmål ved om de metodene som brukes for kvantifisering av direkte metan- og NMVOC-utslipp fanger opp alle kildene og om utslippsberegningene er gode nok.

Med bakgrunn i ovennevnte har Miljødirektoratet engasjert add novatech as for å bedre kunnskapsgrunnlaget om direkte utslipp av metan og nmVOC fra innretningene på norsk sokkel. Oppdraget omfatter tre moduler:

- Modul 1 omfatter en oppdatert kartlegging av kilder som fører til direkteutslipp av metan og nmVOC.
- Modul 2 omfatter en gjennomgang og revidering av beregningsmetoder og utslippsfaktorer for å få mer klarhet i utslippenes størrelse.
- Modul 3 skal belyse tiltaksmuligheter for reduksjon av utslippene og en vurdering av hva som er å anse som BAT for reduksjon av direkte utslipp av metan og nmVOC fra petroleumsvirksomheten offshore.

Arbeidene med Modul 1 og 2 foregikk parallelt, mens modul 3 ble gjennomført i løpet av 2015. Prosjektet ble på slutten utvidet med en fjerde modul der hensikten var å verifisere (om mulig) enkelte metoder for kvantifisering av diffuse utslipp ved hjelp av måledata fra olje- og gasshåndteringsanlegg på land.

Denne delrapporten omfatter Modul 2.

Brenning av avgassene i fakkell blir ofte betraktet som eliminering av utslippet. Dette er ikke helt riktig siden forbrenningsgraden i fakkell er under hundre prosent (ca. 99%). Det er i utslippsestimatene i denne rapporten ikke tatt hensyn til denne utslippskomponenten. I tillegg vil brenning i fakkell medføre utslipp av forbrenningsprodukter, der CO<sub>2</sub> er en viktig drivhusgass.

For å skaffe bedre utslippsestimater sendte Miljødirektoratet ut et pålegg til operatørselskapene i slutten av august 2015. Operatørselskapene leverte oppdatert utslippsestimater for 2014 i november 2015. Denne rapporten er oppdatert med valderte utslippstall og avgassløsninger mottatt ifm. respons til dette pålegget.

## 2 Utslipp av HC-gasser

### 2.1 Hvorfor er det fokus på utslipp av HC-gasser?

Hydrokarbongasser, heretter kalt HC-gasser, rapporteres som to utslippsgasser, henholdsvis metan (CH<sub>4</sub>) og NMVOC (Non-Methane Volatile Organic Compounds) for å møte krav i forskrifter og i internasjonale avtaler.

Metan er en klimagass, tilsvarende CO<sub>2</sub>. Målt i et 100-års perspektiv er drivhuseffekten for metan lik 25 CO<sub>2</sub>-ekvivalenter. Dette betyr at utslipp av 1 tonn metan har samme drivhuseffekt som utslipp av 25 tonn CO<sub>2</sub>. Metan vil over tid oksyderes til CO<sub>2</sub> i atmosfæren. Dette innebærer at drivhuseffekten av metanutslipp reduseres med tiden. På den annen side, og på grunn av samme årsak, vil drivhuseffekten av metanutslipp bli høyere i et kortere tidsperspektiv.

NMVOC er i praksis alle hydrokarbongasser med unntak av metan. NMVOC bidrar til dannelse av bakkenært ozon, som gir en regional miljøeffekt. Norge har gjennom Gøteborgprotokollen forpliktet seg til å redusere sine utslipp av NMVOC med 40% fra 2005 til 2020 (fra 218 000 tonn/år til 131 000 tonn/år) (Ref: 17). I tillegg til de regionale miljøkonsekvensene som styres gjennom Gøteborgprotokollen, er NMVOC en ozonforløper. Ozon er også en kortlevd klimadriver.

I henhold til Miljødirektoratets foreløpige sektorrappport for petroleumssektoren (underlagsrapport til forslag til handlingsplan for kortlevde klimadrivere) er drivhuseffekten for de kortlevde klimadriverne/komponentene som vist i Tabell 1 (Ref: 16).

Tabell 1 Drivhuseffekt i et 10-års perspektiv for kortlevde klimadrivere

Komponent	Vektingsfaktor for CO <sub>2e</sub> (GTP10, Norge)
CO <sub>2</sub>	1
Metan, CH <sub>4</sub>	86
Nitrogenoksider, NOX	-28
Karbonmonoksid, CO	9
NMVOC	14
BC (Black Carbon)	2914

### 2.2 Hva er direkteutslipp av HC-gasser?

Direkteutslipp av hydrokarbongasser kan deles i to utslippskategorier:

- Diffuse utslipp.** Dette er lekkasjer av naturgass direkte til atmosfæren gjennom ventiler og pakninger, diffusjon av naturgass gjennom slanger, fleksible rørsystemet, fordampning fra hydrokarbonvæsker eller fra borekaks. Diffuse utslipp kan aldri elimineres fullt ut, men kan minimaliseres ved bruk av gode/riktige materialer, utstyr og design, samt gjennom gode driftsprosedyrer. Diffuse utslipp kan skje overalt på innretningen der det er hydrokarbongass.
- Operasjonelle utslipp.** Disse utslippene er hydrokarbonholdige avgasser som kommer fra diverse prosesser eller delprosesser på innretningene og som rutes til atmosfæren som resultat av planlagte og valgte operasjonelle løsninger. Utslippene skjer vanligvis gjennom dedikerte rørsystemer der naturgassen slippes ut på sikkert sted<sup>1</sup>. Årsakene til at det velges/planlegges for utslipp kan være mange; sikkerhetsmessige forhold, høyt innhold av inerte komponenter i utslippsgassen, trykkforhold på innretningen eller rene kostnadsmessige preferanser (koster uforholdsmessig mye å eliminere/reducere utslippet i forhold til utslippsmengden) eller en kombinasjon av disse. I mange tilfeller kan venting unngås ved hjelp av god design. Alternativene kan være gjenvinning av gassen eller faking. Gjenvinning er miljømessig den beste løsningen, men faking vil også redusere utslippene, fordi drivhuseffekten av forbrenningsproduktene er vesentlig lavere enn for hydrokarbongassene. Noen av de operasjonelle utslippene av hydrokarbongasser er mer eller mindre umulige å eliminere, fordi gode tekniske løsninger ikke er tilgjengelige eller fordi mulige løsninger er svært kostbare. Operasjonelle utslipp kalles også ofte "venting", kaldventilering eller kaldfaking.

<sup>1</sup> For å unngå eksplosjonsfare

### 3 Målsetning og arbeidsomfang

Modul 2 av prosjektet tar utgangspunkt i kartleggingen som ble gjennomført i Modul 1. Arbeidet har omfattet følgende aktiviteter:

- Utarbeide forslag til oppdatert metodikk for kvantifisering av utslipp.
- Vurdering av usikkerheten i nye foreslått metoder.
- Oppdatere utslippsberegninger.
- Sammenligning av nye foreslått utslippsfaktorer og metoder mot tilsvarende praksis i andre land det er naturlig å sammenligne seg med.
- Vurdere muligheten av å bestemme utslippene ved hjelp av målinger.

Kartleggingsarbeidet, omfattet totalt 56 innretninger i drift på norsk sokkel. I tillegg, ble det også innhentet informasjon om planlagte avgassløsninger om 12 innretninger som ikke har startet produksjon ennå. 15 av innretningene i drift ble gjennomgått i detalj i form av heldagsmøter med operatørselskap. Dette resulterte i mye nyttig informasjon som i stor grad har påvirket arbeidet og resultatet i Modul 2:

- En rekke nye utslippskilder ble identifisert. Totalt 48 ulike kilder, også kalt prosesser som genererer avgasser, ble identifisert.
- For de fleste kilder ga kartleggingen nyttig informasjon som gir grunnlag for å etablere nye målrettede, konsistente beregningsmetoder og mer pålitelige utslippstall.
- Kunnskapen knyttet til utslippene fra noen av disse kildene var imidlertid begrenset, delvis fordi dette er nye kilder i forhold til de industrien tidligere har rapportert fra. Dette gjør at at noe mer arbeid vil være påkrevet før nye beregningsmetoder kan etableres for disse kildene.
- For noen av de større kildene vil innretningsspesifikke kvantifiseringsmetoder og faktorer være påkrevd fordi prosessene som genererer utslippene er lite generelle. For disse må de aktuelle operatørselskaper selv etablere beregningsmetoder og utslippsfaktorer med grunnlag i egen prosess.
- For noen av utslippskildene er det store avvik i de innretningsspesifikke utslippsdata som danner grunnlag for de foreløpige utslippstallene som presenteres i denne rapporten. Dette skyldes til dels bruk av inkonsistente og til en viss grad mindre relevante beregningsmetoder i enkelte driftsorganisasjoner. Nye foreslåtte beregningsmetoder vil sikre mer konsistente og riktigere utslippstall i fremtiden.

Disse forholdene har ført til at det for enkelte av de større utslippskildene må gjøres et mer grunnleggende arbeid før ny kvantifiseringsmetodikk og oppdaterte utslippstall kan etableres. Denne rapporten er strukturert i lys av dette. Kapittel 4 inneholder en evaluering av de enkelte kilder utfra utslippsdata, kvantifiseringsmetoder, usikkerheter og behov får kunnskapstyrking, kapittel 5 gir en status når det gjelder målinger av utslippsstrømmer, kapittel 6 behandler nye metoder for kvantifisering av utslippene og kapittel 0 inneholder et foreløpig og ufullstendig oppdatert utslippsestimat.

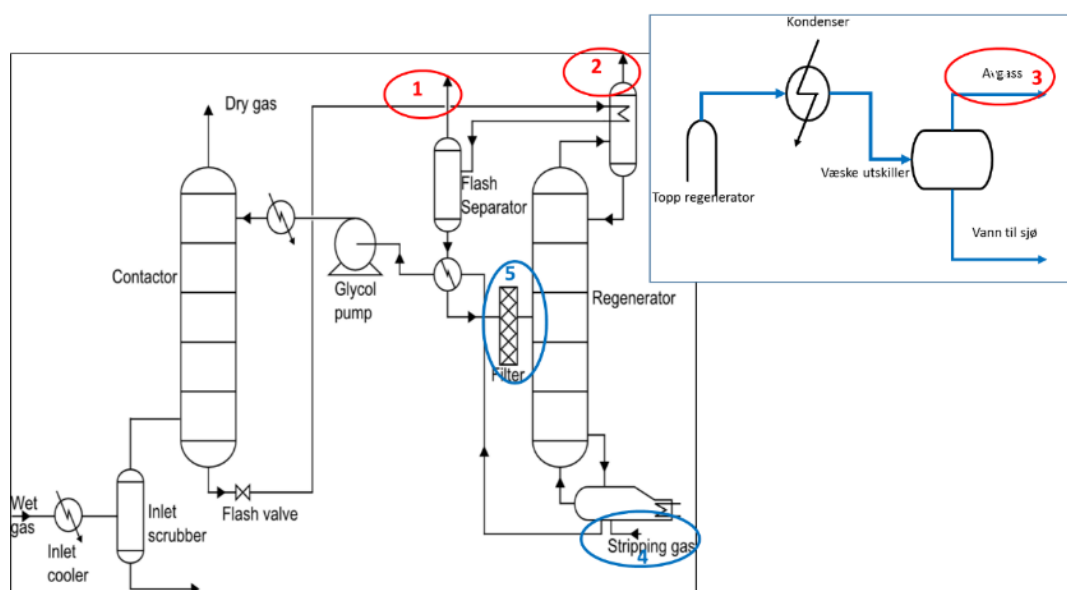


## 4 Utslippsvurderinger pr. kilde

### 4.1 TEG-regenerering

#### 4.1.1 Innledning

Totalt 32 innretninger på norsk sokkel bruker trietylenglykol (TEG) som absorpsjonsmiddel for reduksjon av vann i eksportgassen. Vandduggpunktet i gassen må reduseres for å forebygge dannelse av hydrater i transportrørledningene. Dette skjer i et absorpsjonstårn, også kalt glykolkontaktor, der tørr (vannfri) TEG strømmer motstrøms av naturgassen og absorberer vann under prosessen. I tillegg til vann absorberes også noe metan og NMVOC i TEG-løsningen i kontaktoeren. Brukt (våt) TEG ut fra absorpsjonstårnet inneholder derfor vann og noe metan og NMVOC. For å kunne gjenbruke TEG-en må vannet fjernes fra TEG-løsningen. Dette skjer i en TEG-regenereringsprosess, som illustrert i Figur 1.



Figur 1 Typisk prosess for regenerering av TEG (kilde: Ref: 4). Oppe til høyre vises hvordan avgassen håndteres i anlegg som har kjøler og kondenserer avgassen.

I regenereringsprosessen fjernes ikke bare vann fra TEG-løsningen, men også innholdet av metan og NMVOC.

Litt forenklet har TEG-regenereringsprosessen to avgasskilder,

- Fra avgassingstank («1» i Figur 1)
- Fra regenerator («2» i Figur 1). Denne tanken er også kalt koker.

På noen anlegg brukes også strippegass for å få ut de siste rester av vann fra TEG-løsningen. Brenngass er den vanligste strippegassen. Denne gassen går rett gjennom systemet, blander seg med avkølt gass fra regeneratoren og går ut som avgass sammen med denne. Beregningsmessig er det derfor logisk å håndtere strippegassmengden som en egen utslippskilde.

På noen anlegg kondenseres vannet i avgassen ved hjelp av en varmeveksler. Dette er vist på utsnittet oppe til høyre i Figur 1. All metan og noe NMVOC slippes ut som avgass fra etterfølgende væskeutskiller, mens utkondensert vann og resten av NMVOC føres til drenasjevannsystemet og videre til renseanlegget for produsert vann før utslipp til sjø eller reinjeksjon til undergrunnen.

## 4.1.2 Utslipp fra avgassingstank

### 4.1.2.1 Innledning

Absorbsjonstårnet, også kalt kontaktor, opererer ved høyt trykk (30 – 60 barg). Trykket blir redusert til omkring 1-5 bar over en trykkreguleringsventil ut fra absorpsjonstårnet. Dette medfører at mye av hydrokarbongassen som er løst i TEG «gasser» av, i særlig grad metaninnholdet. Også små mengder vanddamp gasser av her. Avgassen tas i mange tilfeller ut i en separatortank, kalt TEG-avgassingstank. TEG-løsningen fra avgassingstanken sendes til regeneratoren, mens avgassen kan gjenvinnes, sendes til fakkell og brennes eller slippes som direkteutslipp til luft. Valg av løsning blir tatt i tidlig prosjekteringsfase. Oversikten fremgår av Tabell 2.

### 4.1.2.2 Faktorer som påvirker avgassmengden

Det er en rekke faktorer som påvirker utslippene av metan og NMVOC fra TEG-avgassingstank:

- Gass-strøm gjennom absorpsjonstårn
- TEG-sirkulasjonsrate
- Sammensetning av gassen gjennom absorpsjonskolonnen
- Trykk og temperatur i absorpsjonstårn
- Trykk og temperatur i avgassingstank
- Gjenvinningsanlegg for avgass fra regenerator

### 4.1.2.3 Anbefalt kvantifiseringsmetode

Det forholdet at det pr. dags dato bare er én av innretningene som sender avgassen fra TEG-avgassingstank til atmosfærisk vent, tilsier at innretningsspesifikk kvantifiseringsmetode bør anvendes. Dette er dessuten et Drizo-anlegg som ikke har konvensjonell avgassingstank. Trykkavløst rik TEG føres til en "solvent/water" separator, der avgassen skilles ut og slippes til atmosfærisk fellesvent, og hvor gassmengden måles.

Det er derfor naturlig for operatøren å ta i bruk et innretningsspesifikt kvantifiseringsopplegg som måler alle bidrag til atmosfærisk samlevent samlet, basert på eksisterende strømningsmåler, supplert med prøvetaking og analyse av avgassen ut av venten. For å fange opp eventuelle endringer i sammensetningen over tid, anbefales det at operatør foretar en evaluering av forholdene som kan medføre slike endringer og foreslår en prøvetakingsfrekvens på det grunnlaget.

For nye anlegg vil det være naturlig å sende avgassen til gjenvinning, subsidiært til fakkell. Det bør derfor ikke å være behov for å etablere en egen kvantifiseringsmetode for beregning av avgass fra TEG-avgassingstank. Skulle imidlertid behovet oppstå, anbefales det å benytte samme beregningsprogram som foreslått for TEG regenerator

Konklusjon:

**Generell kvantifiseringsmetode**

### 4.1.2.4 Fordeling mellom metan og NMVOC i utslippsgassen

Utslippene av henholdsvis metan og NMVOC må fremgå av den innretningsspesifikke beregningsmetoden som det foreslås at operatør utarbeider.

#### 4.1.2.5 Utslipp fra avgassingstank

Tabell 2 Disponering av avgass fra TEG-avgassingstank og foreløpige utslippsestimater

Antall innretninger med TEG-avgassingstank	32
Antall innretninger som sender avgass fra avgassingstank til gjenvinning	18
Antall innretninger som sender avgass fra avgassingstank til fakkel	14
Antall innretninger som sender avgass fra avgassingstank til atmosfærisk utslipp	0

Som Tabell 2 viser er det ingen innretninger som har utslipp fra avgassingstank.

#### 4.1.3 Utslipp fra regenerator

En stor andel av oppløst metan og NMVOC i våt-TEG blir flashet av i trykkavlastningstanken. Restene kokes av ved ca. 200°C i TEG-regeneratoren. Utslippspunktet er vist som punkt 2 i Figur 1. Alle de 32 innretningene som har TEG-dehydreringsystem for gassen, har avgass fra regenerator. 12 av disse sender avgassen til atmosfærisk vent.

På de fleste TEG-regenereringsanlegg blir avgassen fra regeneratoren kjølt i en kondensator, der mesteparten av vandampen og noe NMVOC kondenserer og skilles fra gassen i en etterfølgende væskeutskiller. Vann og en del NMVOC kjøres normalt til behandlingsanlegget for produsert vann, mens gassfasen går til avgass (punkt 3 på Figur 1) og disponeres enten til gjenvinning, fakling eller direkteutslipp. Tilnærmet 100 % av metaninnholdet i avgassen fra regeneratoren går som avgass fra væskeutskilleren, mens en del av NMVOC-innholdet blir tatt ut i væskefasen.

##### 4.1.3.1 Faktorer som påvirker avgassmengden

Det er de samme faktorer som påvirker avgassmengden fra regenerator som fra avgassingstank. I tillegg vil kondenseringsanlegget for avgassen medføre reduksjon i NMVOC-innholdet i utslippsgassen.

I et standard TEG-regenereringsanlegg vil restmengden av metan og NMVOC i TEG inn på kokeren, være lik mengde avgass ut. Dette innebærer at mengde metan er en funksjon av TEG-sirkulasjonsrate, samt trykk og temperatur i avgassingstanken. Sirkulasjonsraten er normalt korrelert til mengde gass som passerer absorpsjonstårnet, men vil ofte være noe overdimensjonert. I så fall vil TEG-løsningen absorbere mer metan og NMVOC.

##### 4.1.3.2 Vurdering av kvantifiseringsmetoder

Fem metoder til å bestemme mengde metan og NMVOC som koker ut av TEG-løsningen er funnet:

- Måling av mengde avgass ut av regenerator (strømningsraten), kombinert med prøvetaking og analyse av avgassen
- Simulering av regenereringsprosessen
- Prøvetaking og analyse av TEG ut av avgassingstank kombinert med måling av sirkulasjonsraten av TEG
- Innhenting av data fra anleggets leverandør
- Bruk av dataprogrammet GRI-GLYCalc (se vedlegg)

##### 4.1.3.3 Anbefalte kvantifiseringsmetoder

Det anbefales at operatørselskapet kan velge mellom to nivåer for kvantifisering av utslipp fra TEG-regenerator:

- Alt. 1. Bruk av programsystemet GRI-GLYCalc. Dette er et windowsbasert beregningsprogram, spesialutviklet for å kunne beregne mengde og sammensetning av avgassene fra de forskjellige avgasskildene.

Nødvendige innretningsspesifikke inngangsparametre er:

- Volumstrøm av naturgass gjennom absorpsjonskolonne
- Gass-sammensetning av naturgassen
- Trykk og temperatur i absorpsjonskolonne
- Trykk og temperatur i avgassingstank
- Trykk og temperatur i regenerator (koker)
- Sirkulasjonsrate for TEG
- Hvorvidt avgass fra regenerator kondenseres
  - I så fall, trykk og temperatur væskeutskiller nedstrøms kondensator.

Programsystemet beregner utslipp av metan og de enkelte komponenter i NMVOC.

Alt. 2. Ettersom GRI-GLYCalc er et kommersielt program, anbefales det også en alternativ metode. Innhold av metan og C<sub>2</sub> til C<sub>6</sub> i TEG-løsning, målt som masse pr.volumenhet TEG-løsning, bestemmes ved prøvetaking og analyse av TEG nedstrøms av avgassingstank. De fleste anlegg har et prøvetakingpunkt i/ved TEG-filter nedstrøms avgassingstank.

$$U_{CH_4} = V_{TEG} \cdot k_{CH_4} \cdot t$$
$$U_{NMVOC} = V_{TEG} \cdot k_{NMVOC} \cdot t$$

der:

$$U_{CH_4} = \text{Utslipp av metan i tonn/år}$$
$$U_{NMVOC} = \text{Utslipp av NMVOC i tonn/år}$$
$$V_{TEG} = \text{Sirkulasjonsrate av TEG i m}^3/\text{time}$$
$$k_{CH_4} = \text{Konsentrasjon av metan i TEG i } g_{CH_4}/m^3 \text{ TEG}$$
$$k_{NMVOC} = \text{Konsentrasjon av NMVOC i } g_{NMVOC}/m^3 \text{ TEG}$$
$$t = \text{ antall driftstimer pr. år}$$

Dersom avgassen føres til felles atmosfærisk vent med måler og prøvetakingpunkt, er behovet ikke til stede for separat kvantifisering av utslippene fra regenerator.

Prosessimuleringer anbefales ikke brukt med mindre de kan verifiseres for den aktuelle innretningen gjennom prøvetaking og analyser som beskrevet ovenfor. Årsaken til dette er de meget store variasjonene som er fremkommet gjennom bruk av forskjellige likevektsligninger.

Konklusjon:

**Generell kvantifiseringsmetode**

- 1: Alternativt analyse av metan og NMVOC i rik TEG nedstrøms avgassingstank
- 2: Spesialdesignet og verifisert beregningssystem (eksempel GRI-GLYCalc).

#### 4.1.3.4 Fordeling mellom metan og NMVOC i utslippsgassen

Utslippene av metan og NMVOC beregnes hver for seg ved bruk av de foreslåtte beregningsmetodene

#### 4.1.3.5 Estimerte utslippsmengder fra regenerator

Tabell 3 Disponering av avgass fra TEG regenerator og foreløpige utslippsestimater

Antall innretninger med TEG regenereringsanlegg	32
Antall innretninger som sender avgassen til gjenvinning	9
Antall innretninger som sender avgassen til brenning i fakkell	11
Antall innretninger som sender til atmosfærisk utslipp	12
Estimert metanutslipp fra alle innretningene, tonn/år	<b>218</b>
Estimert NMVOC-utslipp fra alle innretningene, tonn/år	<b>662</b>

En (1) innretning sender avgassen til en felles vent som er målt og utslipp er inkludert under fellesventens totalutslipp og en (1) innretning har ikke kvantifisert utslippene. 10 innretninger har kvantifisert utslipp gjennom HYSYS og forskjellige tilstandsligninger. Tabell 3 viser at bare 1/3 av innretninger med TEG-regenereringsanlegg sender avgassen fra regenerator til utslipp.

#### 4.1.3.6 Usikkerhet

Utslippstallene i Tabell 3 er i hovedsak beregnet ved hjelp av simuleringer og forskjellige tilstandsligninger. Som vist i kapittel 4.1.3.2 kan resultatene variere med flere tierpotenser avhengig av hvilke tilstandsligninger som benyttes. Selv om det er benyttet forskjellige tilstandsligninger i simuleringer som er benyttet, antas resultatene å kunne være konservative. Dette kommer av at det for utslippene fra de innretningene som har de største gassvolumene er benyttet de tilstandsligninger som gir høyest løselighet av metan og NMVOC i TEG og følgelig de høyeste utslippene.

Usikkerheten er klart minst for metan, fordi en der har gode referansedata og enklere sammenhenger å forholde seg til. Usikkerheten i de beregnede NMVOC-utslippene kan være mer betydelige, men det er svært vanskelig å kvantifisere dette. Dette kommer bla. av at løseligheten av NMVOC i TEG er svært følsom for sammensetning av NMVOC-gassen.

#### 4.1.4 Utslipp fra strippegass

På en del innretninger benyttes strippegass for å få ut rester av vannet fra TEG-løsningen. Dette er vist på Figur 1 (punkt 4). Det brukes vanligvis brenngass som strippegass, men andre gasser kan også brukes, f.eks. nitrogen, N<sub>2</sub>. Strippegassen går rett gjennom systemet og slippes ut til atmosfæren sammen med avkølt gass fra regeneratoren.

##### 4.1.4.1 Faktorer som påvirker avgassmengden

Det er kun mengde strippegass som tilføres systemet som påvirker hvor mye avgass som slippes ut fra regenerator. Dersom avgassen kondenseres gjennom en kjøler, kan noen av de tyngre komponentene skilles ut i etterfølgende væskeutskiller. For metan vil nok ikke dette spille noen rolle.

##### 4.1.4.2 Anbefalt kvantifiseringsmetode

All strippegass inn på anlegget forutsettes å ende opp som en del av avgassen. Måling eller annen pålitelig kvantifisering av strippegassmengden inn på regenerator vil derfor være nødvendig for å kunne kvantifisere utslippet. Strippegassmengden vil kunne avvike fra innretning til innretning.

Konklusjon:

#### **Generell kvantifiseringsmetode**

Måling/kvantifisering av strømningsrate av strippegass

##### 4.1.4.3 Fordeling mellom metan og NMVOC i utslippsgassen

Brukes brenngass som strippegass vil utslippsgassen ha en sammensetning lik brenngassen.

##### 4.1.4.4 Estimerte utslippsmengder fra strippegass

Tabell 4 Strippegass ifm. TEG regenerering og foreløpige utslippsestimater

Antall innretninger med HC-strippegass	27
Antall innretninger som sender avgassen til gjenvinning	9
Antall innretninger som sender avgassen til fakkell	10
Antall innretninger med TEG-regenereringsanlegg som har avgass til utslipp	8
Estimert metanutslipp fra alle innretningene, tonn/år	311
Estimert NMVOC-utslipp fra alle innretningene, tonn/år	262

Strippegassmengdene er fremskaffet av de respektive operatørselskaper. For to av innretningene lot det seg ikke gjøre å fremskaffe strømningsdata. For den ene av disse inngikk strippegassen i avgass fra TEG koker, for den andre i målte utslipp fra fellesvent Dette tilsier at utslippstallene i Tabell 4 er noe underestimert, men at manglende utslippstall inngår i andre kilder. Dersom avgassen føres til felles atmosfærisk vent med måler og prøvetakingspunkt, er behovet ikke til stede for separat kvantifisering av utslippene fra regenerator.

#### 4.1.4.5 Usikkerheter

Usikkerhetene er knyttet til to faktorer:

- Usikkerhet i fastsettelse av strippegassvolum
- Usikkerhet i sammensetning av brenngass (innhold av metan og NMVOC)

Når det gjelder måling av strippegassmengde, vil nøyaktigheten avgjøres av hvordan gassmengden fastsettes. Installerer det strømningsmålere, vil nøyaktigheten igjen avhenge av hvilke måleprinsipp og måleinstrument som anvendes. Ultrasoniske gassmålere opererer med en nøyaktighet på +/- 3% eller bedre. Dersom strømningsraten bestemmes av ventilsetting og trykktapsberegninger, må en akseptere høyere usikkerhet

Den totale usikkerheten i disse beregningene må gjøres av operatør ut fra de målvalg som gjøres.

#### 4.1.5 Estimerte utslippsmengder fra TEG-regenerering

De totale beregnede/estimerte utslippsmengdene fra TEG-regenerering er vist i Tabell 5.

Tabell 5 Foreløpige utslippsestimater fra TEG regenerering

Bidragstyper	Metan (tonn/år)	NMVOC (tonn/år)
Avgassingstank	0	0
Regenerator	218	662
Strippegass	311	262
<b>Sum TEG regenerering</b>	<b>530</b>	<b>925</b>

Tallene reflekterer aktivitetsdata for 2014 og de antakelser som er gitt i underkapitlene ovenfor.

Utslippene som vist i Tabell 5 er vesentlig lavere enn de som ble beregnet etter de gamle retningslinjene. Dette skyldes delvis at metodene i de gamle retningslinjene var svært upresise og delvis at den vesentlige andelen av HC-gass løst i TEG blir gjenvunnet i prosessen.

Det er verdt å merke seg at utslippene av NMVOC fra TEG-regenerering er signifikant høyere enn metanutslippene. Dette representerer en vesentlig endring fra utslippene beregnet etter de eksisterende retningslinjene. Forklaringen er at:

- NMVOC har en langt høyere løselighet i TEG enn metan.
- Mens nesten all metan gasser av i avgassingstanken og føres til gjenvinning eller faking, vil en langt større andel av løst NMVOC forbli i TEG-løsningen og først koke av i regeneratoren der avgassen fra mange innretninger går til utslipp.

Dette forholdet bekreftes gjennom alt underlaget som er samlet inn i løpet av studien, inkludert litteraturdata (se Ref: 5).

#### 4.1.6 Sammenligning med andre land

Av andre land en har sammenlignet med (se kapittel 0), er det bare USA som synes å ha en gjennomarbeidet/vurdert metodikk for beregning av metan og NMVOC-utslipp fra TEG-regenerering. I USA er det i regi av US Environmental Protection Agency (EPA), utviklet utslippsfaktorer som er korrelert med gassmengden, tilsvarende metoden i Norge, men den amerikanske metoden splitter utslippene opp slik det er beskrevet i kapittel 4.1.1. Metoden er testet ut på en rekke anlegg. Den er godkjent som grunnlag for utslippsrapportering til EPA. Utslippene av metan- og andre hydrokarbonkomponenter beregnes ved hjelp av dataprogrammet GRI-GLYCalc (GTI 2000) for en rekke trykk- og temperaturkombinasjoner, både for glykolkoker og avgassingstank. Metoden benyttes generelt for beregning av utslipp fra TEG-regenerering innen olje- og gassindustrien i USA, både på land og på sokkelinnretninger.

Det har i USA vært arbeidet med kartlegging av spesielt metanutslipp i mange år. Både US Environmental Protection Agency (EPA) og Gas Technology Institute (GTI, tidligere Gas Research Institute (GRI)) har vært sentrale i dette arbeidet. En rapport som ble utarbeidet for de to

institusjonene i 1996 (Ref: 5), står sentralt i dette arbeidet. Grunnlaget for rapporten er en omfattende studie med den hensikt å utvikle utslippsfaktorer og ekstrapolere dataene for å kunne beregne nasjonale utslipp basert på produktet av en generell utslippsfaktor og en aktivitetsfaktor. Arbeidet ble gjennomført ved bruk av prosessimuleringer med AspenTech HYSYS som simuleringverktøy og Peng Robinson likevektsligninger. Både TEG-anlegg med og uten utslipp fra avgassingstank og med og uten bruk av HC-strippegass, var inkludert.

Studien konkluderer med at utslippene av metan er direkte proporsjonal med sirkulasjonsraten av TEG, forutsatt at forholdet mellom gassrate gjennom absorpsjonstårnet (Glykolkontaktor) og sirkulasjonsrate av TEG er konstant. Følgelig er også forholdet mellom gassrate gjennom absorpsjonstårn og utslipp av metan konstant, basert på samme forutsetning. Dette er en bekreftelse på at metodikken anvendt i Norsk olje og gass sine retningslinjer bygger på riktige korrelasjoner, og at prosessert gassmengde er en relevant aktivitetsfaktor.

Det henvises til Vedlegg for mer informasjon.

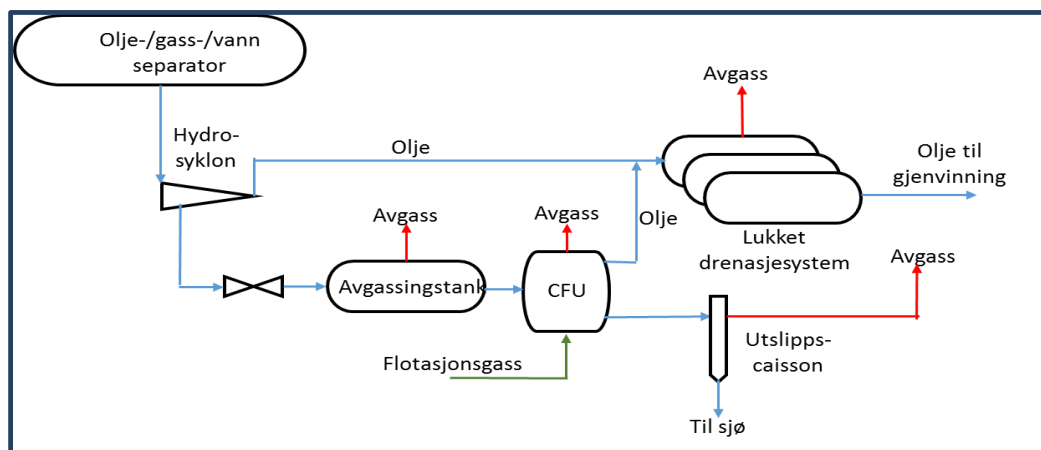
## 4.2 Produsertvannhåndtering

### 4.2.1 Innledning

Det er tre avgasspunkter for metan og NMVOC fra produsertvannbehandling:

- Fra avgassingstank
- Fra CFU / flotasjonstank (for innretninger som har slik tank)
- Fra utslippscaisson

I tillegg vil oppsamlet olje fra hydroykloner og flotasjonsanlegg dampe av noe gass fra samletanker, etc. før oljen blir ledet inn i olje-/gassprosessen for gjenvinning. Mengdene er små og slippes normalt ut gjennom atmosfærisk fellesvent på innretningen. På innretninger der fellesventen har installert måler, vil avgassen fra oppsamlet olje inkluderes der.



Figur 2 Prinsipiell skisse av behandlingsanlegg for produsertvann

Alle innretningene har ikke alle disse kildene – antall kilder varierer fra innretning til innretning. Avgassingstank og utslippscaisson er vanlig på de fleste innretninger. Avgassen fra de enkelte kildene kan sendes til gjenvinning i prosessen, til brening i fakkell eller til atmosfæren gjennom direkteutslipp.

Det er totalt 43 innretninger på norsk sokkel med utslipp av produsertvann. På de fleste av disse innretningene sendes avgassen fra avgassingstank og fra CFU/flotasjonstank til gjenvinning eller fakkell, mens avgassen fra utslippscaisson sendes til atmosfæren. Avgasser som går til direkteutslipp fordeler seg slik:

Tabell 6 Oversikt over innretninger med avgasser til direkteutslipp fra produsertvannbehandling

Utslippskilde	Antall innretninger med utslipp fra denne hovedkilden
Avgassingstank	2
CFU/flotasjonstank	4
HC-flotasjongass	1 (til utslipp)
Utslippscaisson	44

De to innretningene som har utslipp fra avgassingstank sender i realiteten avgassen til lavtrykksfakkell, men da fakklene ikke brenner går avgassen til direkteutslipp.

#### 4.2.2 Faktorer som påvirker avgassmengden

Avgassmengden av metan og NMVOC fra produsertvannsanlegget er en direkte funksjon av hvor mye metan og NMVOC som er løst i produsertvannet fra førstetrinnsseparator. For innretninger der alt produsertvannet slippes til sjø, vil samlet avgassmengde bestemmes av differansen mellom mengde metan og NMVOC i vannet fra separatorene og mengden i vannet når det slippes til sjø. Ettersom det er store forskjeller innretningene imellom når det gjelder hvorvidt de enkelte avgass-strømmer sendes til gjenvinning, til fakkell eller til utslipp, må avgassmengdene beregnes for hver strøm.

Følgende forhold styrer avgassmengdene:

- Mengde produsertvann til sjø
- Trykk og temperatur i førstetrinnsseparator (På noen få anlegg skilles vannet ut i andretrinnsseparatoren)
- Trykk og temperatur i avgasstank
- Trykk og temperatur i CFU/flotasjonstank
- Mengde flotasjongass (der HC-flotasjongass brukes)
- Produsertvannets saltholdighet

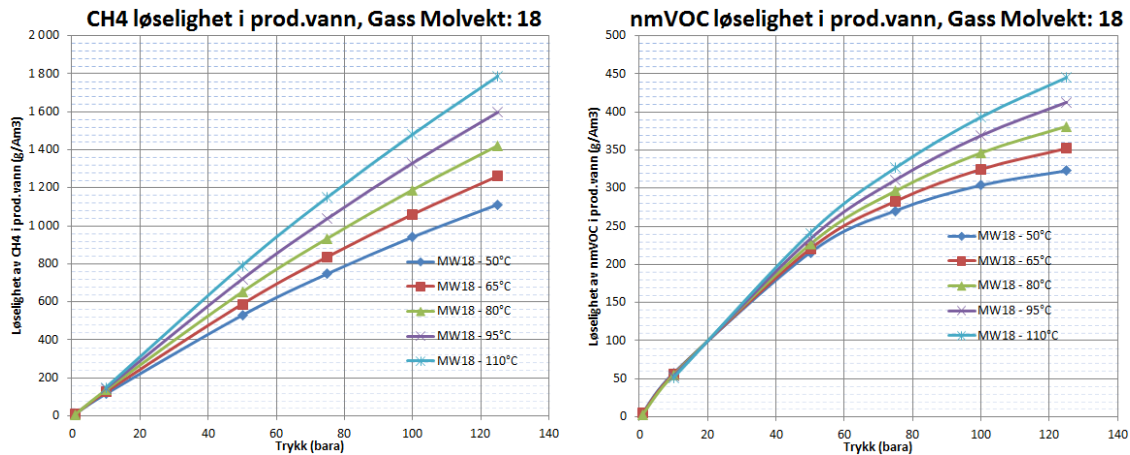
Den dominerende faktoren som påvirker utslippet til sjø er vannmengden. Utover det er trykket i førstetrinns separator en viktig parameter. Løseligheten av metan og NMVOC i vann øker tilnærmet lineært med trykket innenfor de trykkområder som forekommer på norske innretninger.

#### 4.2.3 Løselighet av metan og NMVOC i produsertvann

Alle beregninger er basert på at produsertvannet er mettet med metan og NMVOC i førstetrinnsseparator. Oppløst mengde er styrt av trykk og temperatur i denne. Ved trykkavlastning ned til neste utslippspunkt antas det at metan og NMVOC «flasher» av ned til ny likevekt oppnås under de rådende trykk og temperaturbetingelsene på dette trinnet. Avgassmengden på hvert trinn i produsertvannsystemet kan da beregnes ut fra differansen i trykk og temperatur mellom dette trinnet og foregående trinn. Endested for produsertvannet er sjøen, med trykk lik 1 bara og temperatur på ca. 7 – 12 grader C, avhengig av lokasjon og årstid.

Studien som Aker Solutions gjennomførte for add novatech og Norsk olje og gass i 2014 [Ref: 3] viste at mengde metan og NMVOC som er løst i vann er tilnærmet proporsjonalt med trykket så lenge trykket ikke er svært høyt. Dette fremgår av Figur 13.



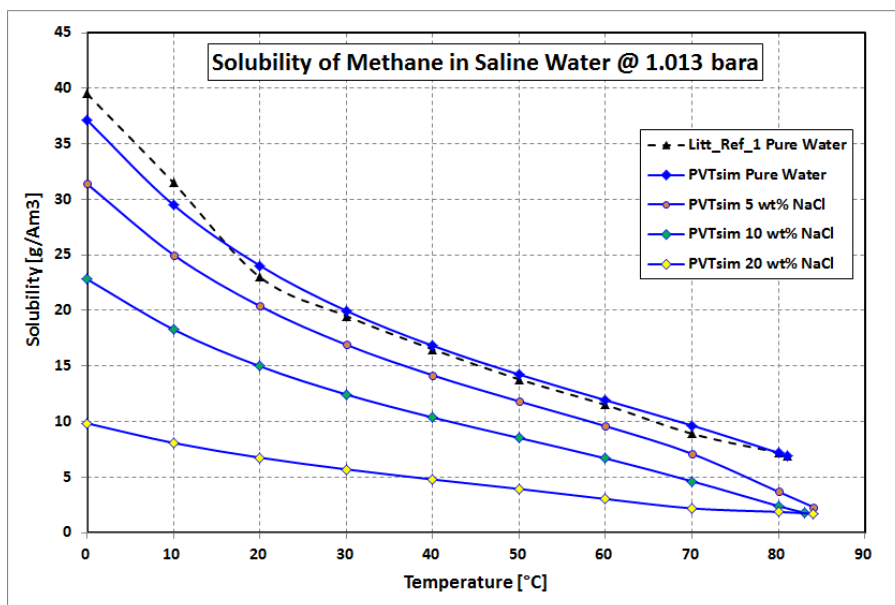


Figur 3 Løselighet av metan og NMVOC i vann (molekveten gjelder HC-gassen totalt)(Kilde Ref: 3)

Det fremgår av figuren at løseligheten av metan øker med temperaturen. Produsertvannet fra de fleste innretninger har temperaturer mellom 50 °C og 100°C. Kurvene i Figur 3 er basert på simuleringer ved hjelp av AspenTech HYSYS<sup>2</sup> og gjelder for løselighet i rent vann. Tilsvarende beregninger gjort med PVTsim<sup>3</sup> viste noe lavere løselighet (15% – 30% lavere).

Produsertvann inneholder normalt en del salt. Dette varierer fra felt til felt, fra noen få promille (‰) til flere 10-talls prosent (%). For felt som anvender sjøvannsinjeksjon vil sjøvannet etter hvert blandes med reservoarvannet, slik at saltholdigheten etter hvert vil nærme seg saltholdigheten for sjøvann (34 ‰).

Virkingen av saltinnhold på løseligheten av metan ble studert av Aker Solutions (Ref: 3). Figur 4 viser at løseligheten avtar med økende innhold av salt i produsertvannet. Dette indikerer at løseligheten beregnet vha. HYSYS kan være noe konservativ (høy). Produsertvannet inneholder imidlertid også en rekke andre løste uorganiske og organiske forbindelser, med store individuelle forskjeller fra felt til felt. I hvilken grad disse påvirker løseligheten av metan og NMVOC er lite kjent. Dette kan bare klarlegges gjennom løselighetsanalyser av produsertvannet på hvert felt. Det kan derfor være fornuftig å bruke en konservativ tilnærming når en skal kvantifisere utslippene av metan og NMVOC fra produsertvann.



Figur 4 Løselighet av metan i vann med varierende innhold av NaCl (Kilde Ref: 3).

<sup>2</sup> HYSYS er et anerkjent prosess-simuleringsprogram utviklet av selskapet AspenTech

<sup>3</sup> PVTsim er et annet anerkjent prosess-simuleringsprogram utviklet av selskapet Calsep

#### 4.2.4 Anbefalt kvantifiseringsmetode

Basert på simuleringresultatene i Figur 3, virker det fornuftig å beregne mengdene av metan og NMVOC som direkte og lineære funksjoner av trykktapet for alle avgasskildene i produsertvannsystemet. I praksis betyr dette en fast utslippsfaktor for metan og tilsvarende for NMVOC. Ettersom produsertvann har en temperatur som i mange felt nærmer seg 100°C, anbefales det å ta utgangspunkt i kurvene for 110°C og høyeste trykk (120 bar) for å ligge på den konservative siden. Aktivitetsfaktorer er mengde produsertvann og trykkforskjellene ( $\Delta P$ ).

Dette gir følgende generelle kvantifiseringsmetode:

Utslipp av metan:	$U_{CH_4} = f_{CH_4} * V_{pw} * \Delta p$
Utslipp av NMVOC:	$U_{NMVOC} = f_{NMVOC} * V_{pw} * \Delta p$
Der:	
$U_{CH_4}$	= Utslipp av metan, <i>tonn/tidsenhet</i>
$U_{NMVOC}$	= Utslipp av NMVOC, <i>tonn/tidsenhet</i>
$f_{CH_4}$	= Utslippsfaktor, <i>tonn metan / 10<sup>6</sup> m<sup>3</sup> produsertvann gjennom avgasspunkt/bar trykkfall</i>
$f_{NMVOC}$	= Utslippsfaktor, <i>tonn NMVOC / 10<sup>6</sup> m<sup>3</sup> produsertvann gjennom avgasspunkt/bar trykkfall</i>
$V_{pw}$	= mengde produsertvann gjennom avgasspunkt, <i>10<sup>6</sup> m<sup>3</sup>/tidsenhet</i>
$\Delta p$	= Driftstrykksdifferanse mellom avgasspunkt og nærmeste oppstrøms avgassing, <i>bar</i>

Utslippsfaktorene er hentet fra Aker Solutions rapport til add novatech og Norsk olje og gass i 2014 (Ref: 3):

$f_{CH_4} = 14$ [tonn CH <sub>4</sub> /(10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup> produsert vann*bar)
$f_{nmvoc} = 3,5$ [tonn nmVOC/(10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup> produsert vann*bar)

Det anbefales derfor å bruke overnevnte generelle metode for beregning av alle utslipp som skyldes trykkavlastning av produsertvannet. Det bør kunne åpnes for at operatører kan bruke andre metoder, dersom det kan dokumenteres at dette gir riktigere utslippstall.

I tillegg kommer flotasjonsgassmengden der det benyttes brenngass som flotasjonsgass. All flotasjonsgass går til avgass og medfører et bidrag til utslippene i de tilfeller flotasjonsgassen går til utslipp. Flotasjonsgassmengden vil kunne variere fra innretning til innretning og trenger ikke være korrelert mot produsertvannsmengden. Dette innebærer at utslipp av flotasjonsgass bør bestemmes innretningsspesifikt ved at mengde flotasjonsgass inn på anlegget måles eller kvantifiseres på annen pålitelig måte. Operatør bør kunne dokumentere hvordan flotasjonsgassmengden er etablert.

Konklusjon:
<b>Generell kvantifiseringsmetode</b>
Faktorberegning for all avgassing fra trykkreduksjon
Måling/kvantifisering av flotasjonsgass inn på flotasjonsanlegg (kun der HC-flotasjonsgass brukes)

#### 4.2.5 Utslipp fra avgassingstank

Tabell 7 Disponering av avgass fra produsertvann avgassingstank og foreløpige utslippsestimater

Antall innretninger med avgassingstank	45
Antall innretninger som sender avgass fra avgassingstank til gjenvinning	25
Antall innretninger som sender avgass fra avgassingstank til fakkell	19
Antall innretninger som sender avgass fra avgassingstank til atmosfærisk utslipp	2
Estimert metanutslipp fra alle innretninger, tonn/år	294
Estimert NMVOC-utslipp fra alle innretninger, tonn/år	43

Den ene innretningen med utslipp sender avgassen til lavtrykksfakkell som ikke brenner. Den andre innretningen sender avgassen til inertgassspylt åpen lavtrykksfakkell, det avgassen slippes ut sammen med avgass fra flere andre kilder.

#### 4.2.6 Utslipp fra flotasjonstank/CFU

Det er totalt 21 innretninger som har flotasjonstank/CFU og mer enn 80% sender avgassen fra flotasjonstank/CFU enten til fakkel eller til gjenvinning. Det er fire innretninger som sender avgassen til direkte utslipp via fellesvent.

Tabell 8 Disponering av avgass fra flotasjonstank/CFU og foreløpige utslippsestimater

Antall innretninger med flotasjonstank/CFU	21
Antall innretninger som sender avgass fra flotasjonstank/CFU til gjenvinning	9
Antall innretninger som sender avgass fra flotasjonstank/CFU til fakkel	8
Antall innretninger som sender avgass fra flotasjonstank/CFU til atmosfærisk utslipp	4
Estimert metanutslipp, tonn/år	47
Estimert NMVOC-utslipp, tonn/år	51

Utslippstallene i dekker kun den ene av innretningene. For de andre innretningene er utslippstallene beregnet sammen med utslippene fra utslippscaisson og inngår i utslippsoversikten i Tabell 10.

#### 4.2.7 Utslipp ifm. bruk av HC-gass som flotasjonsgass i flotasjonstank/CFU

15 ut av de 21 innretningene som har flotasjonstank/CFU bruker HC-gass som flotasjonsgass. De andre bruker Nitrogen som flotasjonsgass. Det er bare én innretning som sender brukt flotasjonsgass til luft. Dette skjer via en spilloljetank der det brukes HC-gass som spyle og teppegass. På denne innretningen er det flere systemer som sender avgassen til spilloljetanken og totale utslipp fra denne tanken er estimert og presentert under HC spyle og teppegass.

Tabell 9 Disponering av brukt HC flotasjonsgass og foreløpige utslippsestimater

Antall innretninger som bruker HC-gass som flotasjonsgass	15
Antall innretninger som sender brukt flotasjonsgass til gjenvinning	8
Antall innretninger som sender brukt flotasjonsgass til fakkel	6
Antall innretninger som sender brukt flotasjonsgass til atmosfærisk utslipp	1
Estimert metanutslipp fra alle innretninger, tonn/år	206
Estimert NMVOC-utslipp fra alle innretninger, tonn/år	51

#### 4.2.8 Utslipp fra utslippscaisson

Det vil alltid være en restmengde av metan og NMVOC i produsertvannet når det slippes til sjø. Mengden bestemmes av løst mengde HC-gasser i produsertvannet ved siste avgassingstank og atmosfæretrykket. Det er en rimelig antakelse at gassen vil fordampe til den når likevekt ved atmosfæretrykk.

Det er 45 innretninger som har utslipp av produsertvann til sjø fra norsk sokkel. 43 av disse hadde utslipp av HC-gasser gjennom utslippscaisson i 2014. En av innretningene resirkulerte avgassen og en innretning hadde null i beregnet utslipp ettersom det ikke var trykkfall fra oppstrøms avgassing til utslippspunkt. Det er beregnet utslipp for alle disse innretningene ved hjelp av metodikken som er beskrevet i avsnitt 4.2.4

Tabell 10 Disponering av avgass fra utslippscaisson og foreløpige utslippsestimater

Antall innretninger med utslippscaisson	45
Antall innretninger som sender avgass fra utslippscaisson til gjenvinning	1
Antall innretninger som sender avgass fra utslippscaisson til fakkel	0
Antall innretninger som sender avgass fra utslippscaisson til atmosfærisk utslipp	44
Antall innretninger som har atmosfærisk oppstrøms trykk	2
Estimert metanutslipp fra alle innretninger, tonn/år	1 730
Estimert NMVOC-utslipp fra alle innretninger, tonn/år	439

#### 4.2.9 Fordeling mellom metan og NMVOC i utslippsgassen

Ved bruk av den generelle beregningsmetoden foreslått i kapittel 4.2.4, beregnes utslippene av metan og NMVOC hver for seg med hver sine spesifikke utslippsfaktorer.

#### 4.2.10 Estimerte utslippsmengder fra produsertvannbehandling

De oppsummerte totale estimerte utslippsmengdene fra produsertvannbehandling er vist i Tabell 11

Tabell 11 Foreløpige utslippsestimater fra produsertvannbehandling

Bidragsytere	Metan (tonn/år)	NMVOC (tonn/år)
Avgassingstank	294	43
Flotasjonstank/CFU	47	12
Flotasjonsgass	206	51
Utslippsscaisson	1 730	439
<b>Sum Produsertvann</b>	<b>2 276</b>	<b>584</b>

Tallene reflekterer aktivitetsdata for 2014 og de antakelser som er gitt i underkapitlene ovenfor. Tallene viser at produsertvannbehandling er en signifikant bidragsyter til direkte utslipp av HC-gasser, spesielt metan.

#### 4.2.11 Usikkerhet

Usikkerheten i de foreløpige utslippstallene som er gitt i dette kapitlet, er i hovedsak knyttet til usikkerheten i løseligheten som er beregnet for metan og NMVOC i vann. Ettersom konservative antakelser ligger til grunn for de valgte utslippsfaktorene, anses ikke sannsynligheten for underestimering å være særlig stor.

#### 4.2.12 Sammenligning med andre land

I USA rapporteres utslipp fra produsertvannsscaisson som et fast årlig utslipp på 0,141 tonn/år NMVOC og 0,426 tonn/år metan pr. utslippspunkt. GRI/API har laget en rapport som beskriver hvordan utslipp fra avgassingstanker i produsertvannssystemer kan beregnes ved hjelp av generelle utslippsfaktorer (Ref: 19). I denne studien ble utslipp fra produsertvannstanker estimert basert på prosessimuleringer med forskjellig saltinnhold og trykk. Det er i USA ikke krav om å rapportere noe utover det faste årlige utslippet fra produsertvannsscaisson.

### 4.3 Lavtrykks væskeutskillere

Denne kilden var kun inkludert i primærgjennomgangen (15 innretninger). Kartleggingen viste at væske og gass fra lavtrykk væskeutskillere i flere tilfeller sendes til lukket drenasjesystem. Gjennomgangen viste også at operatørselskapene bør gå grundig gjennom innretningene sine for å sikre god oversikt over hvor avgassen føres.

Tabell 12 Disponering av avgass fra lavtrykks væskeutskillere

Antall innretninger med lavtrykksvæskeutskillere	6
Antall innretninger som sender avgass til gjenvinning/fakkel	2
Antall innretninger som sender avgass fra avgassingstank til atmosfærisk utslipp	4
Estimert metanutslipp, tonn/år	2,6
Estimert NMVOC-utslipp, tonn/år	1,8

Som beskrevet i Modul 1-rapporten, er alle de fire innretningene med utslipp til vent, spesialsituasjoner. Forholdene avviker fra innretning til innretning, avhengig av hvordan de detaljerte løsningene på innretningene er prosjektert. I to av tilfellene går gassen til atmosfærisk fellesvent der den blandes med gass fra en rekke andre kilder (som måles fiskalt på den ene). Det er derfor lite

hensiktsmessig å operere med dette som en fast kilde i fremtiden. Avgassmengdene varierer fra nesten ingenting til rundt et tonn/år, men kan også være noe høyere. En innretning har kvantifisert utslippene ved hjelp av prosess-simulering.

### 4.3.1 Anbefalt kvantifiseringsmetode

Utslippene er så små at det foreslås at de fanges opp ved hjelp av en generell påslagsfaktor for små utslipp.

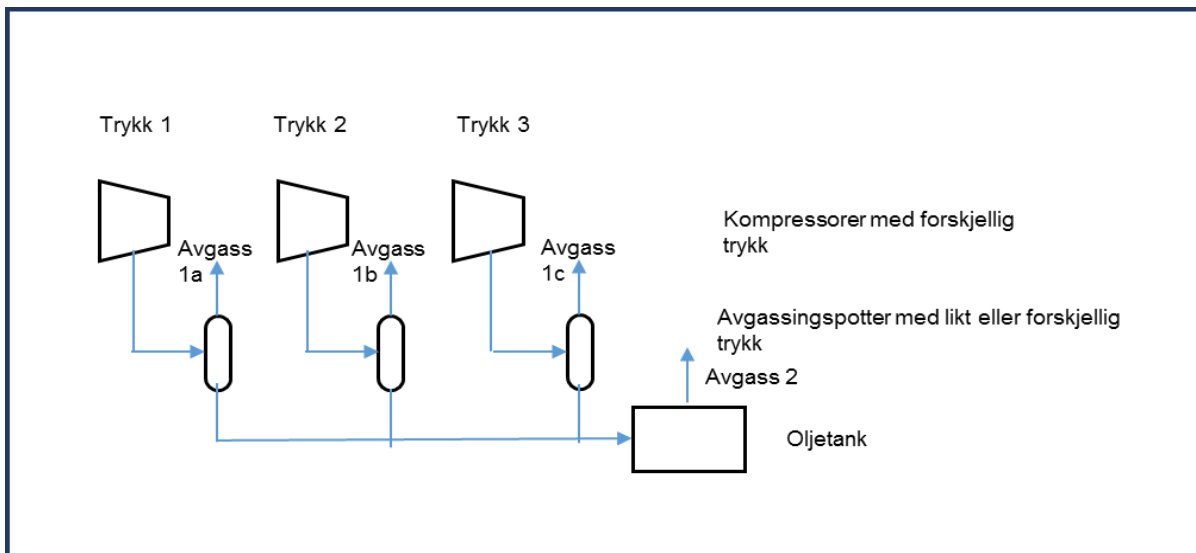
Konklusjon:  
**Generelt tillegg**  
Små utslipp

## 4.4 Oljetetninger på sentrifugalkompressorer

### 4.4.1 Innledning

Når prosessgass i kompressorene kommer i kontakt med tetningsoljen løses noe gass i oljen. Oppløst gass må fjernes fra brukt tetningsolje før den kan gjenbrukes. Gassen separeres fra oljen ved hjelp av trykkavlastning. Dette foregår normalt i to trinn:

- Brukt trykkavlastet tetningsolje sendes til avgassingspott (også kalt surgasspott) der oppløst gass frigjøres og sendes til luft, fakkell eller gjenvinning. De forskjellige kompressorene på innretningen har ofte separate avgassingspott som opererer ved forskjellig trykk. De fleste innretningene på norsk sokkel sender avgassen herfra til gjenvinning eller fakkell, men på noen innretninger går avgassen fra noen av avgassingspottene til atmosfærisk vent, i mange tilfeller til separate venter. Noen få innretninger har i tillegg en sekunder felles avgassingstank.
- Oljen fra avgassingspottene går videre til en oljetank der oljen lagres. Trykket i denne tanken er vanligvis atmosfæretrykk med lokal vent. Oljen fra oljetanken sirkuleres tilbake til kompressoren og samme operasjon skjer på nytt. Dette er en kontinuerlig prosess.



Figur 5 Skisse av typisk tetningsoljesystem

Kompressorer med tetningsolje er i bruk på 18 innretninger på norsk sokkel. Tetningsolje var tidligere vanlig tetningsmetode for gasskompressorer og finnes oftest på innretninger som ble satt i drift før 1995. Nyere kompressorer på norsk sokkel bruker hovedsakelig tørre tetninger. Unntaket er en del mindre lavtrykkskompressorer som bruker tetningsolje.

Kvantifisering av utslippene fra tetningsolje på sentrifugalkompressorer har vært utfordrende. Operatørene har gjennomgående ikke utslippsdata eller pålitelige beregningsystemer for beregning av utslippene. Det har heller ikke vært lett å innhente leverandørdata (de fleste av disse kompressorpakkene ble levert for 20 til snart 40 år siden).

#### 4.4.1 Avgassingspottet/tanker

Fem innretninger på norsk sokkel har rapportert at de har utslipp fra denne kilden.

Én av disse innretningene har tetningsolje på en lavtrykkskompressor som komprimerer gass fra fakkelfeader for resirkulasjon til prosessen fra lukket fakkell. Dette er en liten kompressor som håndterer små gassmengder ved lave trykk. Det er derfor rimelig grunn til å anta at bidraget fra denne kompressoren er beskjedent.

Tre av innretningene har både avgassingspottet etter kompressorene og felles avgassingstank nedstrøms avgassingspottene. Avgassen fra den felles avgassingstanken går til luft. En innretning sender også avgassen fra pottene til atmosfæren.

Utslippene fra denne delkilden har vist seg svært vanskelig å kvantifisere. Så langt foreligger det ikke utslippsdata. De aktuelle operatørselskapene ser videre på dette, bl.a. i samarbeid med sine kompressorleverandører. Det forventes at det vil foreligge utslippstall innen 1 mai 2016.

Tabell 13 Disponering av avgass fra tetningsolje avgassingstanker

Antall innretninger med aktuell prosess	17
Antall innretninger med avgass til gjenvinning	10
Antall innretninger med avgass til fakkell	3
Antall innretninger med avgass til direkte utslipp	4

#### 4.4.2 Tetningsolje oppholdstanker

Dette er oljetanken som er vist i Figur 5. Trykkavlastningen fra avgassingspottene til oppholdstanken medfører utskilling av restgass fra oljen.

14 ut av 16 innretninger har utslipp fra oppholdstanken..

Tabell 14 Disponering av avgass fra tetningsolje avgassingstanker og foreløpige utslippsestimater

Antall innretninger med aktuell prosess	16
Antall innretninger med avgass til gjenvinning	1
Antall innretninger med avgass til fakkell	1
Antall innretninger med avgass til direkte utslipp	14
Estimert metanutslipp, tonn/år	154
Estimert NMVOC-utslipp, tonn/år	154

#### 4.4.3 Tetningsolje lagertank

De fleste innretningene har også en lagertank for tetningsolje som kan generere noe avgass. 13 innretninger ut av 14 sender avgassen til luft.

Utslippene er forsøkt beregnet etter flere metoder. For et par av disse innretningene er utslippsdata innhentet fra leverandør og fra noen innretninger basert på forskjellige resonnementer fra operatør. Utslippene er små slik at denne variasjonen betur lite.

Tabell 15 Disponering av avgass fra tetningsolje lagertank og foreløpige utslippsestimater

Antall innretninger med aktuell prosess	14
Antall innretninger med avgass til gjenvinning	1
Antall innretninger med avgass til fakkell	0
Antall innretninger med avgass til direkte utslipp	13
Estimert metanutslipp fra alle innretninger, tonn/år	2
Estimert NMVOC-utslipp fra alle innretninger, tonn/år	2

#### 4.4.4 Faktorer som påvirker utslippene

Følgende faktorer påvirker utslippene fra tetningsoljesystemet for sentrifugalkompressorer.

- **Avgassløsning:** HC-utslippene kan elimineres totalt med å lede gassen til fakkell eller gjenvinning. Teknisk sett er det ingen hindring å lede gassen til fakkell eller gjenvinning. Over 70% av innretningene leder avgassen fra avgassingspottene enten til fakkell eller gjenvinning.
- **Trykk og temperatur på avgassingstankene:** Trykk og temperatur påvirker løseligheten av gassen i oljen. Avgassmengden fra avgassingspottene/tankene er direkte relatert til trykket her.
- **Hvor mye tetningsoljen som kommer i kontakt med komprimert gass i kompressoren:** Jo mer olje som kommer i kontakt med gassen, desto mer gass kan oppløses i oljen. Enkelte tetningskonstruksjoner utnytter dette ved å minimalisere mengde olje som kommer i kontakt med gassen. Derved reduseres også total mengde gass som løses i olje og deretter frigjøres som avgass i avgassingspotter og tanker.
- **Løselighet av HC-gass i tetningsolje:** Løselighet av NMVOC er avhengig av sammensetning og konsentrasjon av de enkelte NMVOC-komponentene i den komprimerte gassen.

#### 4.4.5 Vurdering av kvantifiseringsmetoder

Dette delkapitlet er aktuelt kun når avgass ledes til luft, ikke til fakkell eller gjenvinning.

Tetningsoljesystemet er en av de vanskeligere kildene å etablere kvantifiseringsmetoder for. Dette skyldes at kunnskapsnivået i industrien om dette er begrenset. Kartleggingen har vist at det på det nåværende tidspunkt ikke er kunnskap tilgjengelig til å anbefale noen generisk kvantifiseringsmetode for metan- og NMVOC-utslipp fra tetningsoljesystemer på sentrifugalkompressor. Kartleggingen indikerte også at operatørselskapene vil ha vanskeligheter med å utvikle pålitelige innretningsspesifikke metoder.

Det anbefales derfor å sette i gang et prosjekt for å fremskaffe nok kunnskap og informasjon slik at en konsistent og dokumenterbar kvantifiseringsmetode kan etableres. Følgende ideer og aktiviteter kan være del av et slikt prosjekt:

- a. Systematisert informasjonsinnhenting fra leverandørene av de kompressorpakker som bidrar til utslipp. Henvendelsene bør komme fra operatørselskapene selv. Erfaringer fra kartleggingen indikerer at slik leverandørinformasjon ofte er garantitall som ligger over, og til tider høyt over, de reelle utslippene. Slike data vil likevel gi en relativt konsistent (og sannsynligvis konservativ) indikasjon på utslippenes størrelse.
- b. Vurdere muligheten av å kunne beregne utslippene ved hjelp av prosess-simuleringer. Ettersom det kun er hydrokarbonkomponenter som inngår i olje- og gassfasene, kan dette muligens være enklere enn antatt. For å skape troverdighet til simuleringene, anbefales det å verifisere beregnede resultater med målinger. Dersom resultatene av slike simuleringer kan verifiseres, kan de danne grunnlag for enklere beregningsprogrammer som gjør det mulig kvantifisere avgassmengdene basert på temperaturer, trykknivåer og sirkuleringsrater.
- c. Vurdere om prøvetaking og analyser av brukt tetningsolje for innhold av metan og komponentene C2 til C6 kan være en egnet kvantifiserings- og/eller verifiseringsmetode.

Dette arbeidet hos de aktuelle operatørselskapene er i gang og det forventes at forslag til innretningsspesifikke kvantifiseringsmetoder vil foreligge innen 1 mai 2016.

Det bør være en målsetning at en slik ny kvantifiseringsmetode skal gjøre det mulig å beregne utslippene innenfor en usikkerhet på +/-25%.

Konklusjon:  
**Innretningsspesifikk kvantifiseringsmetode**  
Etableres av hver operatør

#### 4.4.6 Fordeling mellom metan og NMVOC i utslippsgassen

Sammensetning av avgassen er avhengig av løselighetene av metan og nmVOC i tetningsolje og hvor mye av gassen som frigjøres med trykkforandringer i pottene og tankene. Det er behov for mer kunnskap i form av prøver og analyser av gassen som frigis på innretningene for å kunne si noe om fordelingen mellom de to utslippsgassene. Dette forventes å foreligge når de aktuelle operatørselskaper har klar sine innretningsspesifikke kvantifiseringsmetoder innen 1 mai 2016.

#### 4.4.7 Estimerte utslippsmengder fra tetningsolje

Kartleggingen har vist at det pr. dato ikke er konsistente og pålitelige kvantifiseringsmetoder som gjør det mulig å estimere utslipp av metan og NMVOC fra tetningsoljesystemer for sentrifugal-kompressorer på en troværdig måte. Basert på usikre data fra operatørselskapene presenterer vi et estimat for lagertanker for tetningsoljen. Estimater er meget usikkert. Det har ikke vært mulig å estimere utslippene fra avgassingspottene.

Tabell 16 Foreløpige estimater av utslipp fra tetningsoljesystemer for sentrifugalkompressorer.

Bidragstypere	Metan (tonn/år)	NMVOC (tonn/år)
Avgassingstank/potter	Ikke tilgjengelig	Ikke tilgjengelig
Tetningsolje oppholdstank	66	66
Tetningsolje lagertank	1	1

Det foreligger ikke gode data over utslippene fra tetningsoljesystemene, heller ikke nøkkeldata eller metoder som har gjort det mulig å estimere utslippene innenfor tidsrammene for dette oppdraget. Det forventes at bedre data vil være tilgjengelig når de aktuelle operatørselskapene har fått etablert sine innretningsspesifikke kvantifiseringsmetoder som beskrevet i delkapittel 4.4.5.

#### 4.4.8 Usikkerhet

Usikkerheten i de presenterte utslippstallene er betydelig. På grunn av manglende datagrunnlag er det ikke grunnlag for å tallfeste usikkerheten. Når det gjelder en fremtidig kvantifiseringsmetode, bør det være en målsetning å oppnå +/- 25%.

#### 4.4.9 Sammenligning med andre land

I Canada og USA brukes generiske utslippsfaktorer i form av kg utslipp pr. time pr. kilde. Utslipp rapporteres under utslippskategori «Fugitive emissions». Canadiske veiledninger (*CAPP, Update of Fugitive Equipment Leak Emission Factors, feb 2014*) skiller ikke mellom oljetetninger og tørre kompressortetninger. Amerikanske veiledninger (*BOEM, Year 2011 Gulfwide Emission Inventory Study, nov 2014*) skiller mellom de to. For informasjon om utslippsfaktorene; se tabellen i kapittel 4.5.10.



## 4.5 Tørre tetninger på sentrifugalkompressorer

### 4.5.1 Innledning

Kompressortetninger brukes for å hindre prosessgass fra å lekke ut mellom roterende aksling og kompressorhus. Tørre tetninger er gasstetninger. HC-gass og nitrogen er vanlige tetningsgasser.

Det er 34 innretninger på norsk sokkel som har kompressorer utstyrt med tørre tetninger.

Tørre tetninger er en nyere tetningsteknologi. Moderne sentrifugalkompressorer er normalt utstyrt med slike tetninger. På norsk sokkel er de fleste innretninger som er bygget etter 1990 utstyrt med tørre tetninger. Innretningsforskriftens krav om to uavhengige sikringsnivåer er en underliggende føring for at operatørene på norsk sokkel gjennomgående har valgt tørre tetninger med doble barrierer.

Det er vanlig å bruke HC-gass som primær barrieregass og nitrogen som sekundær barriere. Men sekundær barrieregass kan også være HC-gass. HC-gassen hentes vanligvis fra høytrykksiden av kompressoren, men det brukes også brenngass.

For de innretninger som deltok i primærkartleggingen ble det opplyst at gassmengde inn på og delvis ut av primærtetning, måles. Hensikten med målingene er overvåkning av tetningstilstanden. Trendutvikling av tetningsgass-strømmene er derfor viktigere enn nøyaktigheten. Utslippsberegningene er hovedsakelig basert på data fra disse målingene. For noen av innretningene ble det benyttet leverandørdata.

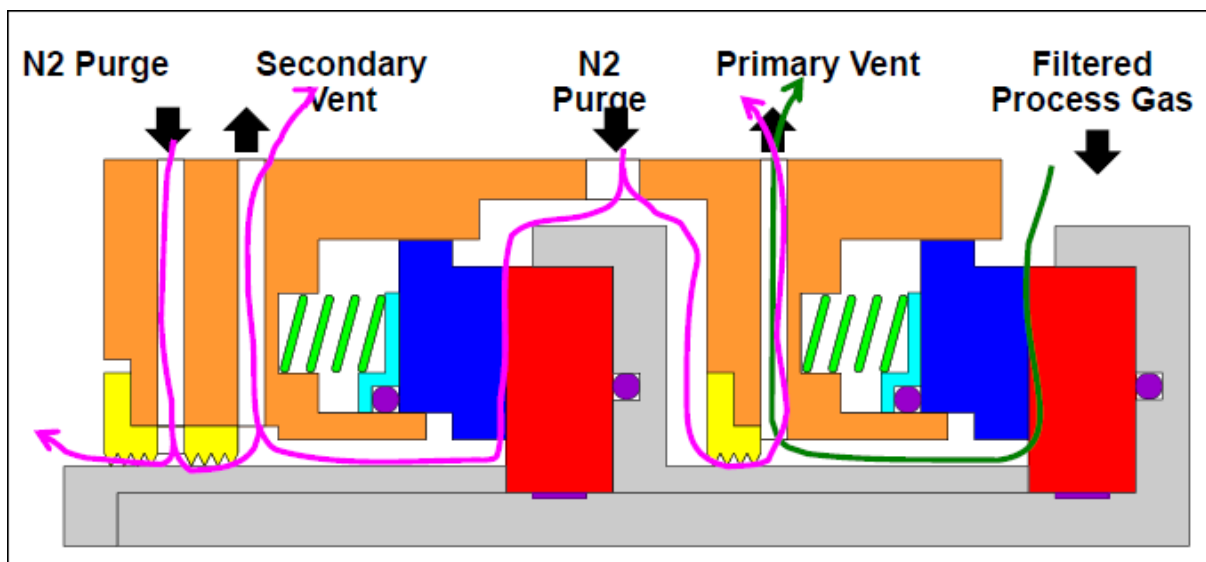
### 4.5.2 Primærtetning

Alle kompressorer med tørre tetninger på norsk sokkel bruker HC-gass som primær tetningsgass. Trykket av tetningsgassen er ca. 0,3 til ca. 0,7 bar høyere enn trykket av prosessgassen inne i kompressoren. Pga. trykkforskjellen lekker tetningsgassen inn i prosessgassen og hindrer lekkasjer andre veien. I følge tetningsprodusentene lekker ca. 90% av tetningsgassen inn til kompressorgassen, mens de resterende ca. 10% lekker gjennom tetningen på lavtrykksiden til det som tetningsleverandørene kaller «Primary Vent» (Se Figur 6). Herfra blir avgassen ledet enten til vent, fakkell eller gjenvinning.

Dersom tetningen har intern labyrint, vil det ikke være lekkasje av primær tetningsgass inn i sekundærtetningen (se Figur 6). Dersom tetningssystemet ikke har intern labyrint, vil noe av avgassen kunne lekke ut til sekundærgassen. Tetningsleverandørene opererer her med at maks. 10 % av primærgassen til «Primary Vent» kan lekke ut til «Secondary Vent» (se tegningen). Dette er garantitall og tilsier at maks 1% av primærtetningsgassen kan gå til utslipp gjennom «Secondary Vent» fra slike tetninger. Dette betyr følgende:

- Dersom tetningen har intern labyrint, er det utslipp av primær tetningsgass kun i de tilfeller at «Primary Vent» ledes til utslipp.
- Dersom tetningen ikke har intern labyrint, kan opptil 1% av primær tetningsgass gå til utslipp gjennom «Secondary Vent».

Tolv av innretningene på norsk sokkel sender avgassen fra primærtetningen til atmosfærisk vent. Dette er et overraskende høyt antall.



Figur 6 Tørre tetninger. Dobbel barriere vha. tandemtetning og intern labyrint (kilde: John Crane)

Tabell 17 Disponering av primær tetningsgass - tørre kompressortetninger

Antall innretninger med tørre kompressortetninger	34
Antall innretninger med avgass til gjenvinning	4
Antall innretninger med avgass til fakkel	18
Antall innretninger med avgass til direkte utslipp	12

### 4.5.3 Sekundærtetning

I utgangspunktet brukes nitrogen som sekundær tetningsgass. En del av den sekundære tetningsgassen lekker inn til «Primary Vent» for å hindre at primær tetningsgass lekker den andre veien, mens resten av sekundærtetningsgassen strømmer til «Secondary Vent». Etersom avgassen fra «Secondary Vent» normalt vil bestå av ren eller nesten ren nitrogen, sendes denne gassen til utslipp. I motsetning til primær tetningsgass går all sekundær tetningsgass til tetningens "vent" ("secondary vent").

Det er imidlertid sju innretninger på norsk sokkel som bruker HC-gass som sekundær tetningsgass og hele seks av disse slipper avgassen til luft gjennom «Secondary Vent». En av grunnene til at det brukes HC-gass som sekundær tetningsgass er at urén N<sub>2</sub> kan skade eller medføre slitasje/korrosjon på tetningen på grunn av små mengder oksygen i nitrogengassen..

Det er kun én innretning på sokkelen (en ny innretning) som gjenvinner sekundær tetningsgass (HC-gass). Alle andre sender tetningsgass fra «Secondary Vent» til luft.

Tabell 18 HC-gass som sekundær tetningsgass - disponeringsløsninger

Antall innretninger med aktuell prosess	5
Antall innretninger med avgass til gjenvinning	1
Antall innretninger med avgass til fakkel	1
Antall innretninger med avgass til direkte utslipp	3

#### 4.5.4 Lekkasje av HC-gass fra primær til sekundær vent

Tørre tetninger varierer fra leverandør til leverandør og fra modell til modell. Noen tørre tetninger er konstruert slik at det ikke kan lekke primær tetningsgass fra "primary vent" til "secondary vent", for eksempel de som har intern labyrinttetning (se kapittel 4.5.2). For andre tetningskonstruksjoner forekommer det slik lekkasje. Basert på informasjon fra tetningsleverandørene kan opp til 10 % av tetningsgass-strømmen inn til "primary vent" lekke over til "secondary vent" og derved slippe ut til atmosfæren.

8 innretninger har opplyst at de har tetninger med intern labyrint, men basert på informasjon fra tetningsleverandørene kan antallet være høyere. Noen av operatørselskapene har opplyst at de har tetninger som gir lekkasje av primær tetningsgass fra "primary" til "secondary vent". For de innretninger der slik informasjon mangler har en antatt at at lekkasje forekommer.

For de kompressorene som har tetninger med slik lekkasje har en beregnet utslippene som 1% av primær tetningsgass (tilsvarende 10% av tetningsgass ut av "primary vent").

Tabell 19 Lekkasje av HC tetningsgass fra primær til sekundær vent - disponeringsløsninger

Antall innretninger med aktuell prosess	25
Antall innretninger med avgass til gjenvinning	1
Antall innretninger med avgass til fakkel	3
Antall innretninger med avgass til direkte utslipp	19
Antall innretninger med usikker løsning	2

#### 4.5.5 Faktorer som påvirker utslippene

Den viktigste påvirkningsfaktoren er operatørens valg av type tetningsgass og valg av disponeringsløsning for avgassene:

- **Tetningsgasstype:** Forbrukt sekundær tetningsgass slippes til luft fra nesten alle innretninger på norsk sokkel. Dersom nitrogen brukes som sekundær tetningsgass i stedet for HC-gass, reduseres utslippene. Nitrogen som ikke har tilfredsstillende renhet kan skade tetningen og kan være en grunn til at HC-gass velges som sekundær tetningsgass.
- **Avgassløsning:** HC-utslippene kan elimineres totalt ved å lede avgassen til fakkel eller gjenvinning. Ca. 65% av innretningene på norsk sokkel leder avgass fra primær tetningsgassen enten til fakkel eller gjenvinning.

Følgende tekniske faktor påvirker utslippene fra sekundær tetning (også operatørens valg):

- **Intern labyrint i tetning:** Intern labyrint hindrer lekkasjer fra primær til sekundær tetning og derved utslipp av primær tetningsgass fra sekundær vent.

#### 4.5.6 Vurdering av kvantifiseringsmetoder

Kvantifisering er kun aktuelt dersom brukt tetningsgass med innhold av HC-gass ledes til utslipp.

Følgende kvantifiseringsmetoder foreslås:

##### Utslipp fra primærtetning:

**Primær metode:** Måling av tetningsgassmengde ut av «Primary Vent». Tetningsgassmålere er normalt ikke spesielt nøyaktige. Avgassen vil kunne inneholde noe innlekket sekundærtetningsgass. Dette gjør at måleresultatene kan bli konservative.

**Sekundær metode:** Dersom måledata fra avgass ut fra tetning ikke foreligger, kan utslippene beregnes som 10% av tetningsgassmengde inn på tetningen. Dette kan gi noe konservative utslippstall (garantital).

**Tertiær metode:** Dersom måledata inn på tetning ikke foreligger, innhentes avgassdata fra tetningsleverandør.

#### Utslipp fra sekundærtetning:

**HC tetningsgass:** Tetningsgass inn på tetningen måles (eller kvantifiseres på annen tilfredsstillende måte).

**N<sub>2</sub> tetningsgass:** Dersom tetning ikke har intern labyrint regnes 10% lekkasje inn til «Secondary Vent» av avgass fra primær tetningsgass («Primary Vent»)  
Dersom tetning har intern labyrint regnes null utslipp.

Konklusjon:

#### Generell kvantifiseringsmetode

Måling av tetningsgass/leverandørdata

### 4.5.7 Fordeling mellom metan og NMVOC i utslippsgassen

Der brenngass brukes som tetningsgass, brukes brenngassanalyser til å fastsette fordelingen mellom metan og NMVOC. Der tetningsgassen hentes fra kompressorene, brukes eksportgassanalyser til å bestemme fordeling.

### 4.5.8 Estimerte utslippsmengder fra tørre kompressortetninger

#### 4.5.8.1 Primær tetning

Utslippene har i store trekk blitt beregnet i henhold til foreslåtte kvantifiseringsmetoder, delvis av add novatech basert på grunnlagsdata fremskaffet av operatørselskap i forbindelse med kartleggingen og delvis direkte av de enkelte operatørselskaper. I begge tilfeller er følgende prinsipper i stor grad benyttet:

- Der måledata for avgass fra primær tetningsgass foreligger er disse benyttet.
- Der måledata for avgass fra primær tetningsgass ikke foreligger, er avgassmengden beregnet utfra inngående tetningsgassmengde og 10% avgass.
- Der måledata for primær tetningsgassmengde inn på tetning mangler er utslippene skalert ut fra gassvolum.
- Der opplysninger om intern labyrint mangler er det antatt at den ikke er tilstede (konservativ antakelse)

Tabell 20 Foreløpige utslippsestimater fra tørre kompressortetninger (tonn/år)

Delprosess/utslippskilde	Metan	NMVOC
Fra primærtetning	2 277	1 012
HC-gass fra sekundær tetning	19	11
Primær lekkasjegass fra sekundær tetning	184	85
<b>Totalt utslippsestimat</b>	<b>2 480</b>	<b>1 108</b>

Tabell 20 viser at det er overraskende store utslipp fra tørre kompressortetninger som i utgangspunktet har potensial til å få ned utslippene betydelig sammenlignet med oljetetninger. Dette skyldes følgende:

1. Det er 12 innretninger som sender brukt primær tetningsgass til atmosfærisk vent. Utslippsmengdene kan være noe overestimert.
2. Det er 5 innretninger bruker HC-gass som sekundær tetningsgass, hvorav 3 sender gassen til utslipp.
3. Estimert lekkasje av primær tetningsgass til sekunder vent kan være noe konservativt beregnet utfra antakelser om at tetning ikke har intern labyrint

## 4.5.9 Usikkerhet

Usikkerheten i de oppgitte utslippstallene i Tabell 20 kan være betydelig. Dette skyldes flere forhold:

- Foreslått kvantifiseringsmetode er bare delvis fulgt grunnet manglende inngangsdata for noen av innretningene.
- Målte tetningsgassvolumer er lite nøyaktige.
- Anslaget av prosent primær tetningsgass som går til vent er usikkert. Avvik fra reelle lekkasjemengder kan variere over tid og prosenten som er benyttet, er basert på garantitall fra tetningsleverandør og kan være konservativ.
- Antakelsen om at de kompressorer som det ikke foreligger labyrintinformasjon om ikke har denne komponenten er sannsynligvis for konservativ.

Den foreslåtte kvantifiseringsmetoden inneholder derfor fremdeles de usikkerheter som er listet under punktene b. og c. over. Det foreligger ikke datagrunnlag som gjør det mulig å beregne usikkerhetene, men erfaringer som ble innhentet fra operatørselskaper og møte med tetningsleverandør tilsier at usikkerheten kan være på flere ti-prosenter.

## 4.5.10 Sammenligning med andre land

I Canada og USA blir utslipp fra tørre kompressortetninger rapportert under utslippskategorien «Fugitive emissions». Gjennomsnittlige utslippsfaktorer i kg/h pr. kilde (per kompressor) brukes. USA skiller mellom kompressorer i gass-service, olje-service, olje/vann/gass-service og olje/vann-service. De fem servicetyperne har forskjellige utslippsfaktorer. Operatørene rapporterer antall kompressorer pr. servicetype.

Canada skiller mellom servicetyperne olje og gass og operatørene rapporterer antall kompressorer pr. servicetype.

Utslipp fra sokkelinnretninger i USA er under kontroll av Bureau of Ocean Energy Management (BOEM). Deres Gulfwide Emission Inventory Study (Ref: 20) inneholder ikke spesifikke utslippsfaktorer for tørre kompressortetninger eller oljetetninger. Det brukes i stedet en «samlet» utslippsfaktor som inkluderer «dry compressor seals, diaphragms, drains, dump arms, hatches, instruments, meters, pressure relief valves, polished rods, and vents». Operatørselskapene er imidlertid pliktige til å angi tetningstype. Dette tyder på at det brukes forskjellige utslippsfaktorer avhengig av kompressorenes tetningstype. Det er en indikasjon på at det også er stor usikkerhet i de utslippstallene som rapporteres i USA.

Canadian Association of Petroleum Producers (CAPP) sine veiledningene for Canada (Ref: 21) er mer detaljerte.

Tabell 21 Utslippsfaktorer brukt i USA og Canada

Land	Enhet	Gass	Olje	Olje/vann	Olje/vann/gass
USA - diverse kilder incl. dry compressor seals, diaphragms, drains, etc.	lb/component/day	0,47	0,4	0,74	0,74
Canada- tørre kompressortetninger	kg/h/source	0,04669	0,01474		

## 4.6 Tetninger på stempelkompressorer

### 4.6.1 Innledning

Totalt 4 av de kartlagte innretningene hadde stempelkompressorer. Et par av innretninger brukte stempelkompressorer på hele gasskompresjonstoget.

Gasstetningene på stempelkompressorer er pakkbokser på stempelstengene. Gass som lekker forbi pakkboksene samles opp i ett eller flere separatkammer i serie. Leverandørinformasjon angir at ca. 1% av gassen fra første kammer ledes til andre kammer. Noe gass kan også lekke videre fra

separatorkamrene til veivakselhuset (skal normalt ikke forekomme). Gass som lekker inn i veivakselhuset separeres fra oljen og ledes bort. For installasjoner med to separatorkammer, kan avgass fra høytrykkskammer ledes til fakkell, mens avgass fra lavtrykkskammer normalt ledes til atmosfærisk vent.

Det er derfor to potensielle utslippskilder: Separatorkammer og veivakselhus.

#### 4.6.2 Anbefalt kvantifiseringsmetode

For én innretning har en ikke lyktes å få kvantifisert utslippene. For de øvrige fire innretninger foreligger det utslippsdata. For tre av disse er utslippsdata innhentet fra leverandør, mens den fjerde har estimert utslippene ut fra rørdimensjoner. Denne opererer også med radikalt høyere utslippsdata enn de tre andre.

Siden antall innretninger med stempelkompressorer er så lavt og siden det benyttes forskjellige tetningssystemer, anbefales det to alternative generelle metoder til kvantifisering av utslippene:

1. For innretninger der avgassen føres til felles atmosfærisk vent som er utstyrt med måler, kvantifiseres utslippsmengden i utslippsmåleren sammen med utslippsgass fra andre bidragsyttere.
2. For innretninger der avgassen går til utslipp, men ikke gjennom målt fellesvent, anbefales det at utslippsdata/beregningsmetode innhentes fra leverandør av kompressorpakken.

Konklusjon:  
**Innretningsspesifikk kvantifiseringsmetode**  
Leverandørdata

#### 4.6.3 Fordeling mellom metan og NMVOC i utslippsgassen

Fordeling mellom metan og NMVOC kan være vanskelig. Gassen i kompressoren er vanligvis eksportgass med dokumenterbar sammensetning og høyt metaninnhold. Løseligheten av NMVOC i olje er høyere enn for metan. En vil derfor anta at avgassen fra trykkavlastning av tetningsoljen vil ha en høyere andel av NMVOC enn gassen i kompressoren.

For å skaffe en oversikt over dette foreslås det at det tas en prøve av brukt tetningsolje fra stempelkompressoren og får denne analysert.

#### 4.6.4 Estimerte utslippsmengder fra stempelkompressor

Data over avgassmengde foreligger fra alle 4 innretninger som har utslipp fra stempelkompressorer. En av innretningene sender avgassen til fakkell, de andre 3 innretningene sender avgassen til atmosfærisk vent.

Tabell 22 Avgass fra tetninger på stempelkompressorer og foreløpige utslippsestimater

Antall innretninger med aktuell prosess	4
Antall innretninger med avgass til gjenvinning	0
Antall innretninger med avgass til fakkell	1
Antall innretninger med avgass til direkte utslipp	3
Beregnet/estimert utslippsmengde av metan (tonn/år)	<b>750</b>
Beregnet/estimert utslippsmengde av NMVOC (tonn/år)	<b>130</b>

Tallene som er innhentet fra operatørselskapene varierer betydelig (med en faktor på 200 mellom laveste og høyeste utslipp). Dette kan komme av at utslippene fra noen av innretningene er beregnet ut fra leverandørdata, mens utslippene fra andre er beregnet ut fra kapasiteten til utstyr og rørsystemer. Dette bekrefter behovet for å få innført konsistente og pålitelige utslippskvantifiseringsmetoder.

Det antas at de estimerte totaleutslippene som er angitt i Tabell 22 kan være for høye. I særlig grad gjelder dette metanutslippet. Riktigere tall forventes å kunne framskaffes når alle aktuelle operatører benytter samme konsistente metode.

#### **4.6.5 Usikkerhet**

Usikkerheten i utslippstallene i kapittel 4.6.4 antas å være betydelig, spesielt for metan. Bedre tall forventes å foreligge når alle aktuelle operatører benytter samme konsistente metode.

#### **4.6.6 Sammenligning med andre land**

I USA opereres det med til dels svært høye utslippstall for metanutslipp fra stempelkompressorer. I Canada skiller det ikke mellom type av kompressortetning. Utslipp rapporteres under «Fugitive emissions». For informasjon om utslippsfaktorene se tabellen i kapitel 4.5.10.

### **4.7 Tetninger på skruekompressorer**

#### **4.7.1 Innledning**

Kartleggingen viste at skruekompressorer finnes på tre av innretningene på norsk sokkel. En sender avgass til fakkell. De to som har utslipp til luft har kvantifisert utslippene til godt under 1 tonn pr. år. Skruekompressorer brukes i hovedsak til kompresjon av HC-gass fra lavtrykksskilder (lukket fakkell og teppegass fra råoljetanker (VRU-kompressorer)).

Det er flere typer skruekompressorer. På to av innretningene benyttes oljefylt skruekompressor. Oljedråper som følger med gassen separeres ut i en separator. Kompressortetningene spyles med N<sub>2</sub>. Brukt olje går til en dreneringspotte som har avlufting til luft i sikkert område.

#### **4.7.2 Anbefalt kvantifiseringsmetode**

Siden antall innretninger med skruekompressorer er lavt og utslippene er små (se kapittel 4.7.4), bør utslippene fra skruekompressorer enklest kunne inkluderes i en fellespott for småutslipp.

Konklusjon: <b>Generelt tillegg</b>
--

#### **4.7.3 Fordeling mellom metan og NMVOC i utslippsgassen**

Fordeling mellom metan og NMVOC er også her vanskelig. Dersom avgassen går til målt fellesvent, benyttes fellesventens sammensetning. Dersom utslippet inngår i generelt tillegg inngår det i et fast prosentpåslag for hver av komponentene (metan og NMVOC).

#### **4.7.4 Nøkkeldata og estimerte utslippsmengder fra skruekompressor**

Utslippsdata foreligger fra begge to innretningene som har utslipp fra skruekompressorer.

Tabell 23 Avgass fra tetninger på skruekompressorer og foreløpige utslippsestimater

Antall innretninger med aktuell prosess	3
Antall innretninger med avgass til gjenvinning	0
Antall innretninger med avgass til fakkell	1
Antall innretninger med avgass til direkte utslipp	2
Beregnet/estimert utslippsmengde av metan (tonn/år)	< 1
Beregnet/estimert utslippsmengde av NMVOC (tonn/år)	< 1

#### 4.7.5 Usikkerhet

Usikkerheten i utslippstallene i kapittel 4.7.4 antas å være relativt betydelig, men utslippene er så små at påvirkningen på de totale utslippene blir svært marginal.

#### 4.7.6 Sammenligning med andre land

I Canada skilles det ikke mellom type av kompressortetning og utslipp rapporteres under «Fugitive emissions». For informasjon om utslippsfaktorene; se tabellen i kapittel 4.5.10.

### 4.8 Gassfriing av prosessanlegg

#### 4.8.1 Innledning

Trykkavlastning og gassfriing av hydrokarbonholdige prosessanlegg vil forekomme på alle innretninger som har slike anlegg. Det er totalt 54 slike innretninger på norsk sokkel.

Som redegjort for i delrapport 1 fra dette prosjektet (Ref: 1), vil utslipp forekomme i forbindelse med trykkavlastning og gassfriing av hele eller store deler av det hydrokarbonførende prosessanlegget på innretningen. Dette forekommer normalt ved hver revisjonsstans og unntaksvis ellers. Revisjonsstans foretas for de fleste innretninger hvert 3 år, men det forekommer også at det kan gå to eller fire år mellom hver slik stans.

Direkte utslipp av metan og NMVOC skjer i gassfriingsprosessen der avgassen sendes til fakkell. Ettersom innholdet av HC-gass i avgassen gradvis avtar under gassfriingsprosessen, vil det på et punkt bli så lavt at flammen ikke lenger kan vedlikeholdes. Restmengden av HC-gass vil bli sluppet til luft uforbrent.

#### 4.8.2 Vurdering av kvantifiseringsmetoder

Som beskrevet i kapittel 6.4.5 i Ref: 1, er det vanskelig å kvantifisere utslippsmengdene fordi en ikke vet hvor mye HC-gass det er igjen i anlegget når fakkelen slukner. Det foreslås derfor å anvende en konservativ metode til utslippsberegninger.

Ettersom anlegget trykkavlastes til atmosfæretrykk før gassfriing starter, er standardvolumet av HC-gass i utstyr og rør tilnærmet lik volumet av utstyr og rør. Under gassfriingsprosessen går avgassen fortsatt til fakkell der den brennes, men ettersom andelen av inertgass i avgassen øker og andel HC-gass avtar, når et punkt der fakkelen slukner på grunn av for lavt innhold av brennbare gasser. Restmengden av HC-gass vil derfor slippes uforbrent til atmosfæren. Dette tidspunkt vil avhenge av vær og vind og gjør det vanskelig (umulig) å beregne hvor mye metan og NMVOC som slippes ut.

Det foreslås derfor en konservativ tilnærming, der en forutsetter at all HC-gass i prosessanlegget slippes til luft når gassfriing starter. Ettersom utslippene fra denne prosessen er små, til tross for at de er beregnet etter denne konservative metoden, antas dette å være en fullt ut akseptabel beregningsmetode.



Det anbefales derfor en generell utslippskvantifiseringsmetode:

$$U_{CH_4} = a \cdot \text{Vekt}\%_{CH_4} \cdot V_{pa} / 1000$$
$$U_{NMVOC} = a \cdot \text{Vekt}\%_{NMVOC} \cdot V_{pa} / 1000$$

der,

$$a = \text{antall gassfriinger pr tidsenhet (eks. pr. år eller pr 3 år)}$$
$$U_{CH_4} = \text{Utslipp metan i tonn}$$
$$U_{NMVOC} = \text{Utslipp NMVOC i tonn}$$
$$\text{Vekt}\%_{CH_4} = \text{Vekt \% metan i gassen}$$
$$\text{Vekt}\%_{NMVOC} = \text{Vekt\% NMVOC i gassen}$$
$$V_{pa} = \text{Volum av gassfridd prosessanlegg (utstyr og rør) i m}^3$$

Utslippene kvantifiseres kun for de år en har gassfriing av prosessanlegget

Konklusjon:  
**Generell kvantifiseringsmetode**  
**Utslipp i m<sup>3</sup> = volum av prosess**

### 4.8.3 Fordeling mellom metan og NMVOC i utslippsgassen

Det kan være vanskelig å fastsette forholdet mellom metan og NMVOC i utslippsgassen. Sammensetningen vil variere noe fra utstyrskomponent til utstyrskomponent. Utstyr og rør som også inneholder olje, vil antas å ha noe høyere innhold av NMVOC i gassfasen en utstyr og rør i gasskompresjonsanlegget. Det er også vanskelig å måle sammensetningen av gassen fordi den vil variere over tid etter hvert som anlegget fylles opp med inertgass.

Det foreslås derfor at sammensetning av brenngass eller eksportgass brukes som grunnlag for bestemmelse av vektforhold mellom utslipp av metan og av NMVOC. Sammensetning av brenngass antas for de fleste innretningene å være rimelig representativt for den gassen som slippes ut ved trykkavlastning. Det antas at det neppe vil være realistisk å analysere utslippsgassen under denne operasjonen

### 4.8.4 Estimerte utslippsmengder fra trykkavlastning og gassfriing

Volumet av prosessanlegget er innhentet for 23 innretninger. For å dekke alle produksjonsinnretningene er volumet oppskalert lineært til 56 innretninger. Det antas at 1/3 av disse gassfries årlig. Tabell 24 representerer total utslipp fra sokkelen pr år.

Tabell 24 Utslipp ifm. trykkavlastning av prosessutstyr

Beregnet/estimert utslippsmengde av metan (tonn/år)	18
Beregnet/estimert utslippsmengde av NMVOC (tonn/år)	16

### 4.8.5 Usikkerhet

Ettersom en del av gassen vil brenne i fakkel etter at gassfriing har startet, antas metoden å være konservativ.

Ut fra dette antas usikkerheten i de årlige utslippene å være noe skjevfordelt. En usikkerhet i størrelsesorden +20 % / -30 % er estimert.

Når operatørene har beregnet volumet av prosessanleggene for alle innretningene, vil usikkerhetsspennet kunne reduseres noe.

#### 4.8.6 Sammenligning med andre land

**USA:** API Compendium gir utslippsfaktorer for metan ved trykkavlastning av («vessels») og kompressorer. «Vessels» inkluderer separatorene, dehydratorer, tanker etc. Faktorene er 0,0015 tonn CH<sub>4</sub> pr. «vessel» pr. år og 0,162 tonn pr. kompressor pr. år. Dette er anbefalte utslippsfaktorer i tilfeller der utslippsvolum ikke er kjent. Usikkerheten i faktorene anses å være høy.

**Canada:** Kanadisk regelverk krever at utslipp ifm. trykkavlastning skal rapporteres, men det sier ingen ting om hvordan utslippene skal beregnes.

### 4.9 HC spyle- og teppegass i rør, utstyr og lagertanker

#### 4.9.1 Innledning

Både hydrokarbongass (hovedsakelig brenngass) og inertgass (hovedsakelig nitrogen-) brukes som spyle- og teppegass (også kalt dekk-gass). Som beskrevet i delrapporten for Modul 1, er det kun hydrokarbon teppe- og spylegass som representerer en reell kilde til direkte utslipp av metan og NMVOC.

Kartleggingen viste at det totalt er 14 innretninger som bruker brenngass (eller annen HC-gass) til spyle- og teppegass og 6 innretninger som sender avgassen til utslipp. Utslippspunktet er i de fleste tilfeller innretningens felles atmosfæriske ventsystem.

Kun bruk av HC-gass (dvs. brenngass) som spyle- og teppegass er behandlet i dette kapitlet. Nitrogen som teppe- og spylegass gir ikke HC-utslipp utover HC-gass fra andre kilder som blandes med spyle-/tepegassen. Dette dekkes under andre kilder.

Når det gjelder teppegass til råoljetanker på FPSO'er, er dette dekket under kapittel 4.22.

#### 4.9.2 Vurdering av kvantifiseringsmetoder

Mengde teppe- og spylegass som anvendes, varierer mye fra innretning til innretning basert på anvendelsesområde og hvordan gassforsyningen er arrangert. Det er bare to måter å kvantifisere utslippene på:

1. **Ved å måle eller på annen pålitelig måte kvantifisere strømningsraten i tilførselsrøret fra brenngasssystemet.** Dersom spyle-/tepegassen går til forskjellige forbrukere som leverer avgassen til forskjellige mottakere som gjenvinning, fakkel og utslipp (vent), bør fraksjonen som går til utslipp kunne kvantifiseres på en like pålitelig måte som tilførselsraten.
2. **Ved å måle og kategorisere utslippsgassen, der spyle-/tepegass kan slippes ut sammen med gass fra andre kilder.** Dette vil kreve strømningsmåler i utslippsrøret og muligheter for å bestemme sammensetningen av utslippsgassen, f.eks. ved prøvetaking og analyse.

Dersom alternativ 2 er på plass er ikke alternativ 1 lenger aktuelt. Dette tilsier at operatør må velge kvantifiseringsmetode ut fra hva som er best for den aktuelle innretning.

Konklusjon:

#### **Generell kvantifiseringsmetode**

- 1) Måling eller annen kvantifisering av spylegass inn på anlegg
- 2) Måling eller annen kvantifisering av spylegass ut via vent

#### 4.9.3 Fordeling mellom metan og NMVOC i utslippsgassen

Ettersom det vanligvis er brenngass som benyttes som spyle- og teppegass, vil fordelingen mellom metan og NMVOC være bestemt av brenngassens sammensetning på den aktuelle innretningen.

#### 4.9.4 Estimerte utslippsmengder fra spyle- og teppegass

Kun 3 av de 6 operatørselskapene som hadde utslipp av HC-teppe- og spylegass kunne estimere utslippene. Det totale sokkelutslippene ble derfor beregnet ved ren skalering.

Tabell 25 Bruk av HC-gass som spyle og teppegass og utslippsestimater

Antall innretninger med aktuell prosess	14
Antall innretninger med avgass til gjenvinning	4
Antall innretninger med avgass til fakkell	4
Antall innretninger med avgass til direkte utslipp	6
Beregnet/estimert utslippsmengde av metan (tonn/år)	1 100
Beregnet/estimert utslippsmengde av NMVOC (tonn/år)	1 300

#### 4.9.5 Usikkerhet

Usikkerheten i det estimerte utslippsspennet som er vist i kapittel 4.9.4 er stort ettersom datagrunnlaget er mangelfullt. Anslag utover dette er det vanskelig å gi på grunn av lite tilgjengelig informasjon.

#### 4.9.6 Sammenligning med andre land

API har et omfattende kompedium som beskriver hvordan utslipp fra teppegass kan estimeres (Ref: 18), men det er ikke noe krav om å rapportere dette.

Det er ikke funnet indikasjoner på at det er krav til å rapportere utslipp fra spyle- og teppegass i andre land en har sammenlignet seg med.

### 4.10 Trykkavlastning/gassfriing av instrumenter og instrumentmanifolder

#### 4.10.1 Innledning

Kartleggingen i Modul 1 av dette prosjektet viste at det kan forekomme utslipp til luft ifm. gjennomspyling, vedlikehold og utskifting av instrumenter og instrumentmanifolder. Operatørselskapene opplyste at dette ikke var noen ofte forekommende situasjon. Et av operatørselskapene antok at de hadde maksimalt 100 slike operasjoner årlig, hvorav et mindretall medfører utslipp til luft.

#### 4.10.2 Vurdering av kvantifiseringsmetoder

Bidraget fra denne kilden er neglisjerbart sett i forhold til andre kilder. Utslippene utgjør brøkdeler av ‰ av de samlede direkteutslippene av metan og NMVOC fra norske sokkelinnretninger og følgelig langt mindre enn usikkerheten i utslippsestimatene for de større kildene.

Måling av utslippene vil teknisk sett kunne gjøres ved hjelp av en portabel strømningsmåler. Arbeid og omkostninger knyttet til dette står neppe i forhold til den neglisjerbare tilleggsgevinsten slike målinger vil gi.

Det anbefales derfor at utslipp fra denne kilden ikke følges opp separat, men håndteres sammen med andre mikrokilder gjennom et generelt tillegg i totalutslippene.

Konklusjon:  
Generelt tillegg

### 4.10.3 Fordeling mellom metan og NMVOC i utslippsgassen

Disse utslippene kan foregå overalt i prosessen, og sammensetningen av utslippsgassen vil kunne variere fra sted til sted. Ettersom utslippsmengden er svært liten, vil man kunne få et akseptabelt estimat ved å anta at fordelingen mellom metan og NMVOC i utslippsgassen er lik fordelingen i brenngass.

### 4.10.4 Estimerte utslippsmengder fra vedlikehold av instrumenter og instrumentmanifolder

Fire innretninger har kvantisert metan og NMVOC utslipp fra denne kilden. Gjennomsnittlig utslipp pr. innretning er veldig lavt og er lavere enn 0,002 tonn VOC pr. år. Total årlig utslipp fra norsk sokkel er beregnet ved å anta at gjennomsnittlige utslipp pr. innretning fra de 4 innretningene er representativt også for de innretningene som ikke kvantifiserte utslipp. Med andre ord, utslipp er oppskalert til 56 innretninger. Tabell 26 representerer total utslipp fra sokkelen.

Tabell 26 Utslipp ifm. vedlikehold av instrumenter og instrumentmanifolder

Beregnet/estimert utslippsmengde av metan (tonn/år)	0,09
Beregnet/estimert utslippsmengde av NMVOC (tonn/år)	0,08

### 4.10.5 Usikkerhet

Ettersom det ikke foreligger måledata, kan det ikke regnes på usikkerheten. Da utslippenes størrelse er vurdert konservativt, anslås usikkerheten til +300% / -99 %.

### 4.10.6 Sammenligning med andre land

Det er ikke funnet indikasjoner på at utslipp fra spyling og vedlikehold av instrumenter blir rapportert eller fulgt opp i andre land en har sammenlignet seg med.

## 4.11 Fakkलगass som ikke brenner

### 4.11.1 Utslipp fra sluknet fakkел og tenning av fakkел

#### 4.11.1.1 Innledning

Kartleggingen har vist, som beskrevet i delrapporten fra modul 1, at tilfeller hvor fakkelen slukner (heretter kalt sluknet fakkел) forekommer sjelden på de fleste innretningene. På noen innretninger hadde de personene fra operatørselskapene som deltok i kartlegginge aldri opplevd at fakkelen eller faklene har sluknet, eller at det ikke har skjedd på mange år. På et fåtall innretninger ble det imidlertid opplyst om at det har forekommet oftere. Slukning av fakkел kan skje som et resultat av ugunstige vær og vindforhold og/eller lav utstrømningsrate i fakkelen.

Kartleggingen viste også at det i mange tilfeller går en del tid før en får fakkelen eller faklene tent etter nedstenging, for eksempel etter en revisjonsstans eller når det oppstår en fakkелingssituasjon på en fakkел som normalt er stengt (lukket fakkел).

#### 4.11.1.2 Anbefalt kvantifiseringsmetode

Det anbefales en generell utslippskvantifiseringsmetode:

Utslippene fra sluknet fakkell kan kvantifiseres ved at det innføres en logg der slukningstidspunkt og tenningstidspunkt logges manuelt i en fast logg i kontrollrommet. Dersom det ikke kan observeres nøyaktig når fakkell slukner, bør dette estimeres umiddelbart etter at sluknet fakkell er observert.

Utstrømningsraten måles i dag kontinuerlig i fakkellmåler på alle innretninger. Dette innebærer at dersom faklingsratene plottes som funksjon av tid, er utslippene representert ved arealet under faklingsraten for tidsrommet fra fakkellen sluknet til den ble tent igjen.

For tenning benyttes tilsvarende prosedyre. Tidspunktene når fakkellventil åpnes og når fakkellen tennes registreres i loggen og utsklippsraten i perioden er registrert i fakkellgassmåleren

Konklusjon:

**Generell kvantifiseringsmetode**

Registrering av tid som fakkellen er sluknet kombinert med fakkellgassmålinger

#### 4.11.1.3 Fordeling mellom metan og NMVOC i utslippsgassen

Ettersom det er vanskelig å ta analyse av gassen som går til utslipp hver gang, anbefales det å bestemme fordeling mellom metan og NMVOC ut fra samme sammensetning av fakkellgassen som brukes for beregning av CO<sub>2</sub>-utslipp fra fakkellgass.

#### 4.11.1.4 Estimerte utslippsmengder fra sluknet fakkell og tenning av fakkell

Tiden med fakling før tenning og antall tenninger i løpet av et år logges ikke pr. i dag. Det er derfor ikke data tilgjengelig som gjør det mulig å beregne hvor store utslippene fra denne kilden har vært.

Som nevnt i kapittel 4.11.1.1 forekommer det svært sjelden at fakkellen slukner. Dette indikerer at sluknet fakkell neppe er en stor utslippskilde.

For innretninger som har åpen fakkell som normalt brenner (dvs. fakkell som har pilotbrenner og sender spylegass kontinuerlig til fakkell), er tenning av fakkell normalt en planlagt hendelse som skjer stort sett bare etter revisjonsstans, noe som gjennomføres typisk hvert tredje år som. Faklingsraten under tenning vil i slike tilfeller normalt være lav. Utover dette vil fakkellen kun tennes hver gang den har sluknet og/eller dersom den har vært ute av drift av andre årsaker.

For innretninger som har lukket fakkell må fakkellen tennes hver gang det foreligger en faklingssituasjon. Det fremkom gjennom kartleggingen at dette kan forekomme flere til mange ganger årlig på enkelte innretninger, men antallet er ukjent da det ikke logges<sup>4</sup>. Siden fakkellen tennes når en faklingssituasjon foreligger, kan en gå ut fra at faklingsraten kan være høy.

Av de innretningene som har gitt opplysninger på dette punktet varierer tiden gassen er blitt sendt til fakkell før tenning fra 20 minutter til 2 timer. Faklingsratene har variert fra 1000-25 000 Sm<sup>3</sup>/dag. Basert på disse opplysningene kan man beregne et konservativt anslag på enkeltutslipp fra denne kilden ved å ta utgangspunkt i høyeste faklingsrate og lengste tid:

$$U_{\text{sluknet fakkell}} = 2 \text{ h} * 25000 \text{ Sm}^3/\text{dag} / 24 \text{ h/dag} = 2083 \text{ Sm}^3/\text{år} \approx 2083 \text{ kg HC-gass} \approx \underline{2,1 \text{ tonn HC-gass}}$$

Dette tallet tilsier at utslipp fra sluknet fakkell neppe kan være en vesentlig bidragsyter til bransjens samlede direkteutslipp av HC-gasser, men heller ikke neglisjerbar.

Operatørselskapene for fem av innretningene hadde selv estimert utslipp i forbindelse med tenning av fakkell. Gjennomsnittet for estimatene var 3,3 tonn HC-gass pr. år.

---

<sup>4</sup> Der er imidlertid mulig å tilbakeberegne med en viss usikkerhet hvor mange ganger lukket fakkell tennes ved å analysere faklingsdata. Dette er imidlertid en ganske tids- og kostnadskrevede aktivitet.

#### 4.11.1.5 Usikkerhet

Ettersom en ikke har historiske data fra disse utslippene, er usikkerheten stor når det gjelder dagens situasjon.

Dersom den anbefalte kvantifiseringsmetoden benyttes, vil utslippene kunne beregnes med relativt høy nøyaktighet forutsatt relativt nøyaktige tidsangivelser for når fakkelen er slukket. Kravene til fakkeltgassmålere er +/- 7,5 %. Antas det at logging av varigheten av utslippene har en usikkerhet på +/-10%, vil den totale usikkerheten være +/-12,5%. Dette er en lav usikkerhet i forhold til utslippene fra mange av de større utslippskilder.

#### 4.11.1.6 Sammenligning med andre land

Det er ikke funnet indikasjoner på at utslipp fra sluknet fakkell eller forsinket tenning av fakkell blir rapportert eller fulgt opp i andre land en har sammenlignet seg med.

### 4.11.2 Ikke brennbar fakkeltgass

#### 4.11.2.1 Innledning

Det ble under kartleggingen identifisert én LP-fakkell som ikke kunne brenne pga. høyt innhold av inertgass i fakkeltgassen (HC-innholdet var lavere enn nedre antennelsesgrense). Resultatet var at all avgass ut av fakkell gikk uantent til atmosfære. Fakkeltgassmengden ble målt i henhold til norske regelverkskrav, mens innholdet av metan og NMVOC ikke ble målt.

#### 4.11.2.2 Anbefalt kvantifiseringsmetode

Dette er en så spesiell situasjon at det anses uhensiktsmessig å etablere en generell metodikk for kvantifisering av utslippene. Det foreslås derfor at operatør utarbeider en innretnings-spesifikk kvantifiseringsmetode.

Konklusjon:

**Innretnings-spesifikk kvantifiseringsmetode**

Her må operatør komme opp med mest hensiktsmessige metode.

#### 4.11.2.3 Fordeling mellom metan og NMVOC i utslippsgassen

Dagens fordeling ble bestemt av simuleringer utført av operatørselskap. Kvaliteten av disse er ikke felttestet. Innretnings-spesifikk kvantifiseringsmetodikk som foreslås utarbeidet av operatør må inneholde metode for skille mellom metan- og NMVOC-mengde i utslippsgassen.

#### 4.11.2.4 Estimerte utslippsmengder fra ikke brennbar fakkeltgass

Omfanget av utslippene ble beregnet av operatørselskapet ved hjelp av prosess-simuleringer og er presentert under kapittel 4.18 (regenerering av amin).

#### 4.11.2.5 Usikkerhet

Ettersom det ikke finnes tilfredsstillende måledata fra disse utslippene, er usikkerheten stor når det gjelder dagens situasjon. Usikkerheten ved en fremtidig innretnings-spesifikk kvantifiseringsmetode vil først kunne vurderes når en slik foreligger.

### 4.11.3 Åpen fakkelt spylt med inertgass

#### 4.11.3.1 Innledning

Det er 6 innretninger i drift på norsk sokkel i dag som har en åpen, ikke tent fakkelt. Fakkelsystemet spyles med nitrogen. Under normal drift er det i teorien ingen utslipp av HC-gass gjennom fakkelen. Under enkelte gitte situasjoner foregår det mindre trykkavlastninger av HC gass til fakkelen. Dette skjer ikke hvert år. Gassmengdene måles kontinuerlig av fakkeltgassmåler. Månedsoversikter legges ut på Oljediraktorats nettsider. Mer omfattende trykkavlastninger forekommer også, f.eks. ved trykkavlastning av rørledning. I slike situasjoner tennes fakkelen.

Som påpekt i delrapporten fra Modul 1 av dette prosjektet (Ref: 1), kan det forekomme at sikkerhetsventilene, som skal åpne i en faklingsituasjon, kan lekke små mengder gass inn i fakkeltheader når de er i stengt posisjon. Selv om fakkeltgassmengden måles kontinuerlig (det går nitrogen spylegass gjennom fakkelen), er bidragene av HC-gass fra lekkasjer gjennom sikkerhetsventilene så små at de ikke registreres.

For mindre innretninger med få sikkerhetsventiler, som den ene som er i drift på norsk sokkel, forventes ikke dette å være noe problem, men for innretninger med store omfattende prosessanlegg og hundrevis av sikkerhetsventiler kan situasjonen være annerledes. For nye innretninger som planlegger slik faklingsløsning anbefales det i første omgang å få vurdert grundig hvilke utslippsmengder løsningen vil medføre. Den operatør som har en større innretning i planleggingsfasen og som vurderer en slik faklingsløsning har kjennskap til problemstillingen.

#### 4.11.3.2 Anbefalt kvantifiseringsmetode

For faklingsituasjoner ved direkte utslipp (venting) av metan og NMVOC anbefales en generisk metode, basert på fakkeltgassmålinger og registrering av varighet av ventingsituasjonen. Dette er den metoden som benyttes for rapportering i dag.

Når det gjelder å kvantifisere eventuell lekkasje gjennom sikkerhetsventiler foreslås det at dette overvåkes av operatørselskapet av den nye innretningen som får denne fakkeltløsningen når innretningen kommer i drift.

Konklusjon:  
**Generell kvantifiseringsmetode**  
Fakkeltgassmåler

#### 4.11.3.3 Fordeling mellom metan og NMVOC i utslippsgassen

Sammensetningen vil være lik fakkeltgass-sammensetningen.

#### 4.11.3.4 Estimerte utslippsmengder fra åpen fakkelt spylt med inertgass

Operatørselskapene for 5 av de 6 innretningene som hadde direkteutslipp av metan og NMVOC gjennom inertgass-spylt åpen fakkelt har estimert utslippene. Dette er i stor grad gjort ved hjelp av målinger. For å dekke helesokkelen er utslippene skalert lineært til å dekke alle seks innretningene.

Tabell 27 Foreløpige utslippsestimater fra åpen fakkelt spylt med inertgass

Antall innretninger med aktuell prosess	6
Antall innretninger med avgass til gjenvinning	0
Antall innretninger med avgass til fakkelt	0
Antall innretninger med avgass til direkte utslipp	6
Beregnet/estimert utslippsmengde av metan (tonn/år)	<b>1 505</b>
Beregnet/estimert utslippsmengde av NMVOC (tonn/år)	<b>585</b>

Utslippstallene i Tabell 27 viser at dette er relativt betydelig utslippskilde.

#### 4.11.3.5 Usikkerhet

Utslipp fra kaldventing gjennom fakkelen måles i fakkeligassmåler. Måleforskriften § 8 krever at måleusikkerheten av fakkeligassmåler skal være innenfor +/- 5% av standard volum ved 95% konfidensnivå.

## 4.12 Lekkasje i prosessen

### 4.12.1 Store lekkasjer (som medfører granskning)

#### 4.12.1.1 Innledning

Større utslippsslekkasjer defineres som lekkasjer som medfører granskning og, som et resultat av dette, også blir kvantifisert og rapportert iht. HMS-regelverket. Utslippsmengdene rapporteres i operatørselskapenes årlige utslippsrapporter til Miljødirektoratet. Det er hovedsakelig utslipp med en utslippsrate på > 0,1 kg/sekund som blir gransket, men det forekommer også at mindre utslipp/lekkasjer blir gransket (avhengig av kritikalitet).

#### 4.12.1.2 Anbefalt kvantifiseringsmetode

Vi ser ikke bedre måter å kvantifisere disse utslippene på enn dagens etablerte ordning, som innebærer at utslippsmengden av gass beregnes i forbindelse med granskning av uhellet/hendelsen. Utslippsmengden beregnes på grunnlag av utslippsrate, tiden det tar fram til utslippet stanses, trykk og volum av de utstys- og rørelementer som forsynte utslippspunktet med gass.

Konklusjon:

**Generell kvantifiseringsmetode**

Estimering ifm granskning i henhold til dagens rutiner

#### 4.12.1.3 Fordeling mellom metan og NMVOC i utslippsgassen

Fordeling mellom metan og NMVOC vil variere mellom de ulike utslippspunktene. Det er ikke mulig å bestemme fordelingen ved hjelp av målinger på enkeltkilder. Det foreslås derfor at salgsgass- eller brenngass-sammensetningen på den enkelte innretning legges til grunn.

#### 4.12.1.4 Estimert utslippsmengder

Utslippene kan variere signifikant fra år til år. Rapporterte utslippsmengder de siste 12 år er vist i Tabell 28. Fordeling mellom metan og NMVOC foreligger ikke, men en fordeling på 75 mol% metan og 25 mol% NMVOC vil neppe representere store feilmarginer.



Tabell 28 Utslipp fra større lekkasjer 2002 til 2014 (kilde: EW)

År	Tonn	Antall hendelser	Tonn HC-gass pr. hendelse
2002	8,1	10	0,81
2003	590,0	20	29,50
2004	1371,9	19	72,21
2005	21,4	20	1,07
2006	34,9	28	1,25
2007	2,6	26	0,10
2008	13,3	35	0,38
2009	54,6	19	2,87
2010	11,5	26	0,44
2011	15,4	7	2,20
2012	93,7	8	11,71
2013	2,8	13	0,22
2014	1,7	17	0,10

#### 4.12.1.5 Usikkerhet

Det foreligger ikke tallgrunnlag som gjør det mulig å regne på usikkerheten av disse utslippsdataene. Basert på uttalelser fra ekspertise i Norsk olje og gass, vurderes usikkerheten i tallene til å ligge på +/- noen titalls %.

#### 4.12.1.6 Sammenligning med andre land

Sammenlikning med andre land er vanskelig da definisjon på gasslekkasje varierer fra land til land.

Gassutslipp på britisk sokkel er tilgjengelig på «The UK Hydrocarbon Releases System» (Ref: 22), der gassutslippene blir kategorisert som følger:

- MAJOR: gassutslipp > 300 kg eller rate >1 kg/sec og varighet > 5 min
- SIGNIFICANT: gassutslipp med rate 0,1 – 1 kg/sec i 2 – 5 min
- MINOR: gassutslipp < 1 kg eller med rate < 0,1 kg/sec og varighet < 2 min

Ptil gir i RNNP (Risikonivå i norsk petroleumsvirksomhet ) for 2013 en sammenlikning av aggregerte gassutslipp med Britisk sokkel nord for 59°N i årene 2000-2012.

Tabell 29 Antall registrerte gassutslipp på norsk og britisk sokkel (Kilde: Ref: 23)

Rate	Norsk sokkel, antall hendelser	Britisk sokkel, antall hendelser
> 1 kg/sec	38	24
0,1 - 1kg/sec	123	53

Det framgår at antall hendelser har vært vesentlig større på norsk sokkel enn på britisk. Denne forskjellen har blitt mindre de senere årene. Selv om britisk sokkel opererer med samme lekkasjekategorier og -rater, er tallene i tabell 20 ikke nødvendigvis direkte sammenliknbare, ettersom deteksjonsrutinene kan avvike.

## 4.12.2 Små gasslekkasjer

### 4.12.2.1 Innledning

Siden midten av 1990-tallet er utslipp fra lekkasjer beregnet ved hjelp av en «default» utslippsfaktor og totalt gjennomstrømmet gassvolum som aktivitetsfaktor. Faktoren ble etablert på grunnlag av en studie gjort av Aker Engineering (Ref: 7). Grunnlaget var følgende:

- En rapport fra en API/GRI studie i USA som gir metoder for beregning av utslipp basert på antall utslippskomponenter (ventiler, flenser, etc) med en utslippsfaktor pr. komponent (en forenkling som har blitt bekreftet å ha gitt realistiske utslippsestimater i USA (Ref: 8)).
- En rapport fra NILU fra 1992 (Ref: 9) vedr. diffuse utslipp fra Oseberg. Denne var basert på målinger ved hjelp av sporstoff (SF<sub>6</sub>).

På grunnlag av disse rapportene, og spesielt den fra Oseberg, ble det etablert en oversikt som inkluderte alle daværende (1992/93) produksjons- og stigerørplattformene på norsk sokkel, samt de utslippsfaktorer som er blitt benyttet fram til nå.

Det er stor usikkerhet knyttet til om nåværende metode gir representative totale utslippsdata. Små lekkasjer er også, etter nåværende kvantifiseringsmetode, en relativt betydelig utslippskilde som bidrar med en stor andel av de totale direkte utslippene av metan og NMVOC.

### 4.12.2.2 Sammenligning med andre land

USA har en betydelig olje- og gassindustri, og har lagt ned mye arbeid med å utvikle bedre metoder for å kunne kvantifisere lekkasjeutslipp, og omfattende databaser er bygget opp. Ettersom antall industriutslippsenheter med denne typen utslipp er så høyt i USA, er utslippsberegningene i stor grad basert på generiske kvantifiseringsmetoder og bruk av faktormetoder, store databaser og statistikk. I tillegg opereres det med flere beregningsmetoder, fra generelle overordnede faktormetoder til detaljerte målinger, der prinsippet er at jo mer generell metode som brukes, desto mer konservative (høye) blir utslippstallene. Metodikken er beskrevet i en protokoll som er utarbeidet av US Environmental Protection Agency (EPA) (Ref: 11).

Flere andre land har utviklet nasjonale standarder med utgangspunkt i protokollen fra EPA. Den europeiske standardiseringsinstitusjonen CEN har utarbeidet en standard for kvantifisering av slike utslipp. Denne refererer til EPA-protokollen og bygger på noen av de samme prinsippene. EN 15446 er adoptert av Standard Norge og foreligger som Norsk Standard NS-EN 15446:2008 (Ref: 12).

### 4.12.2.3 Alternative kvantifiseringsmetoder

Lekkasjer er vanskelige å kvantifisere. Følgende hovedmetoder er identifisert:

- a. Bruk av sporstoff. Dette ble gjort i en studie som NILU gjorde på Oseberg feltsenter i 1992 (Ref: 9). Dette var en omstendelig undersøkelse, der målingene ble foretatt delvis på innretningene og delvis fra båt henholdsvis ca. 500 m og 1000 m på sørsiden av innretningene (OSA og OSB). Ustabile vindforhold og komplisert geometri på innretningene gjorde at dette ble vanskelig. Usikkerheten i målingene ble ikke spesifikt diskutert i rapporten, og det er også usikkert hvor representative måleresultatene er for sokkelen som helhet.
- b. Bruk av DIAL målinger (Differential Absorption Lidar). Dette er et måleprinsipp som benyttes på landanlegg for måling av metan- og NMVOC-utslipp. DIAL er en laserbasert målemetode for fjernmåling av konsentrasjoner av gassene i luften med deteksjonsgrenser i størrelsesorden ppb (parts pr. billion). Som for metode a, er det spesielt for forhold gjør det vanskelig å benytte denne metoden til å måle lekkasjemengdene på sokkelen:
  - Metoden måler konsentrasjoner. Det betyr at også utslipp fra lokale venter vil bli inkludert. Dette er for så vidt ikke noen stort problem, bortsett fra at en ikke kan bestemme hvilken kilde(r) utslippene kommer fra.
  - Avstandsmålinger er vanskelig på sokkelen. På land foregår dette fra en mobil innretning (ombygget buss) som plasseres på forutbestemte punkter i noen hundre meters avstand fra kilden det skal måles fra. På sokkelen vil dette bli vanskelig. Måleutstyret må befinne seg i en

båt, utsatt for bevegelser fra sjøen. I henhold til informasjon innhentet fra industrien ser en store praktiske vanskeligheter med å benytte denne metoden på sokkelen.

Skal DIAL-metoden benyttes bør et visst antall innretninger inngå for at målingene skal bli representative for sokkelen som helhet.

- c. Prøvetaking og analyse av metan og NMVOC i luftprøver fra utluftingskanaler i kunstig ventilerte prosessmoduler. Dette vil bare kunne gjennomføres på innretninger som har lukkede prosessmoduler med tvungen ventilasjon. Slike målinger kan også gjennomføres ved hjelp av sporstoffer. Ettersom det kun er et fåtall innretninger på sokkelen som har lukkede prosessmoduler, egner metoden seg først og fremst til å verifisere utslippstall beregnet ved hjelp av enklere metoder, f.eks. ved hjelp av metode d.
- d. Bruk av statistiske utslippsdata kombinert med dedikerte målinger. Som nevnt i kapittel 4.12.2.2, er det i USA utviklet faktorestimeringsmetoder basert på omfattende måleprogrammer. I sin enkleste og mest konservative form (nivå) kan det brukes egne utslippsfaktorer pr. type lekkasjekomponent (ventil, flens, etc.). Aktivitetsfaktoren er antall komponenter innen hver gruppe. Ønsker en mer nøyaktige utslippsdata, kan en foreta målinger i begrenset eller mer omfattende grad. Basert på statistiske metoder kan utslippsfaktorene korrigeres, basert på måledataene. US EPA sin protokoll beskriver hvordan metoden skal benyttes (Ref: 11). Den europeiske standard for kvantifisering av diffuse utslipp, EN 15446 er adoptert av Standard Norge og foreligger som Norsk Standard NS-EN 15446:2008 (Ref: 12).

#### 4.12.2.4 Anbefalt kvantifiseringsmetode

Etter at denne delrapport 2 var klar i juni 2015, ble det gjennomført et eget delprosjekt knyttet til metoder for estimering av smålekkasjer og diffuse utslipp (Ref: 27). Rapporten fra delstudien anbefaler at det i fremtiden benyttes en metode som kalles "OGI Leak/no leak" til kvantifisering av smålekkasjer og diffuse utslipp.

Metoden baserer seg på bruk av IR-kamera til deteksjon av smålekkasjer. Utslippsmengdene kvantifiseres ved å kombinere antall detekterte lekkasjer med statistisk beregnede utslippsfaktorer pr. komponent og komponenttype. Denne metoden ser nå ut til å vinne tilslutning som den beste metoden til å kvantifisere slike utslipp innenfor et rimelig ressursforbruk. Metoden møter også kravene til LDAR (Leak Detection and Repair), som etter hvert er etablert som en standard innen moderne lekkasjekontroll for prosessanlegg. LDAR-metodikken er i høy grad implementert på norske sokkelinnretninger. Argumentasjonen for bruk av "OGI Leak/no leak"-metoden er gitt i Ref: 27. Rapporten gir også en overordnet beskrivelse av metoden.

Konklusjon:

**Generell kvantifiseringsmetode**

Benytte "OGI Leak/no leak"-metoden

#### 4.12.2.5 Fordeling mellom metan og NMVOC i utslippsgassen

Fordeling mellom metan og NMVOC vil variere mellom de ulike utslippspunktene. Det er ikke mulig å bestemme fordelingen ved hjelp av målinger på enkeltkilder. Det foreslås derfor at salgsgass- eller brenngass-sammensetningen på den enkelte innretning legges til grunn.

#### 4.12.2.6 Estimerte utslippsmengder fra små gasslekkasjer

IR-kamera til lekkasje er blitt prøvet ut og i noen grad tatt i bruk til lekkasjedeteksjon på norske sokkelinnretninger. Kvantifiseringsmetoden "OGI Leak/no leak" er derimot ikke tatt i bruk. Det er derfor ikke mulig å estimere utslippene av metan og NMVOC fra smålekkasjer og diffuse utslipp ved hjelp av denne metoden i dag. En har derfor valgt å estimere utslippene ved hjelp av erfarte gjennomsnittsfaktorer etablert av kanadiske CAPP (Canadian Association of Petroleum Producers)

basert på data fra 120 landbaserte oppstrøms olje- og gassproduksjonsanlegg i provinsene Alberta og British Columbia. Dette er relativt moderne anlegg som benytter et lekkasjekontrollprogram som i store trekk samsvarer med det som benyttes på norsk sokkel. Det bør derfor være grunn til å anta at de kanadiske utslippsfaktorene også kan være rimelig representative for norsk sokkel.

Som en kontroll ble utslippene også beregnet ved hjelp av "default"-faktorer fra Norsk Standard NS-EN 15446. Defaultfaktorene skal i realiteten kun anvendes for komponenter som ikke kan "sniffes".

En oversikt over samlet antall komponenter (ventiler, flenser, etc.) i HC-holdige systemer på norske sokkelinnretninger ble estimert. Dette ble gjort gjennom datainnsamling av operatørene for totalt 11 innretninger. Antallet ble oppskalert lineært til å dekke alle norske innretninger.

Resultatene fremgår av tabell Tabell 30.

Tabell 30 Faktorberegninger av små gasslekkasjer med CAPP og NS:15446 utslippsfaktorer

Metode	Metan (tonn/år)	NMVOG (tonn/år)
Utslipp beregnet ved hjelp av CAPP faktorer	1 233	935
Utslipp beregnet ved hjelp av med NS:15446 –default-faktorer	7 114	5 390

Tabell 30 viser at metodene gir svært forskjellige resultater. Det forventes at sikrere utslippsdata vil fremkomme når "OGI Leak/no leak"-metoden tas i bruk, sannsynligvis fra 2017.

#### 4.12.2.7 Usikkerhet

Som Tabell 30 viser er usikkerheten betydelig. En sammenligning viser at disse faktormetodene gir langt lavere utslipp enn det som fremkommer ved DIAL-målinger på 4 norske landanlegg. Tilsvarende viser målinger av diffuse utslipp og smålekkasjer ved hjelp av såpespray og bobletellinger på en av sokkelinnretningene at faktorberegningene gir langt høyere utslippstall. Dette understreker at usikkerheten i de beregnede utslippstall er høy. Ref: 27 gir en grundigere vurdering av disse forholdene.

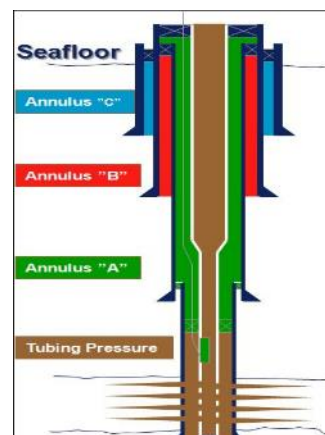
## 4.13 Avbløding av gass fra produksjonsstigerør

### 4.13.1 Innledning

Ringrom (annulus) er mellomrommene mellom produksjonsstrengen (tubing) og foringsrørene og mellom de forskjellige foringsrørene. Disse mellomrommene skal i utgangspunktet være tette og dette sjekkes ved hjelp av trykksensorer. Dersom trykket bygges opp må mellomrommet trykkavlastes. Trykkoppbygging kan skje av flere årsaker:

- Lekkasje fra produksjonsrør pga, rust eller skade.
- Lekkasje gjennom skrudde forbindelser i produksjonsrøret. Lekkasje fra formasjonen gjennom sementforing i bunnen av foringsrør.
- Trykkoppbygging på grunn av sakte væskeinntrenging i ringrommet
- Gassekspanjon på grunn av varmeoverføring fra varm olje i produksjonsrøret.

I alle slike tilfeller må trykket bløes av. Dette skjer vanligvis mot fakkel eller til prosessen. I noen tilfeller kan det forekomme at ringrom må bløes av mot atmosfærisk vent. Ved avbløding av trykket ledes avgassen i noen tilfeller til gjenvinning, i andre går den til utslipp. Avbløding av ringror foregår relativt sjelden i henhold til operatørselskapene.



Figur 7 Typisk brønnkonstruksjon (Skisse hentet fra Internett)

### 4.13.2 Anbefalt kvantifiseringsmetode

Utslipp av avgass fra avblødning fra ringrom i produksjonsbrønner ved trykkoppbygging måles ikke. Beregninger gjort av noen av operatørene viser at avgassmengdene kan variere fra nesten null til noen kilo pr. avblødning.

Det forventes følgelig ikke høye utslipp fra denne kilden og det anbefales derfor at utslippsmengdene ikke følges opp separat, men håndteres sammen med andre mikrokilder gjennom et generelt tillegg i totalutslippene.

Konklusjon:  
**Generelt tillegg**

### 4.13.3 Fordeling mellom metan og NMVOC i utslippsgassen

Sammensetning av avgassen som slippes ut ved avblødning av ringrom vil være avhengig av brønnsesifikke forhold.

Ettersom utslippene antas å være små, anbefales det at sammensetning av brenngass brukes som et rimelig representativt snitt.

### 4.13.4 Estimerte utslippsmengder fra ringrom i produksjonsstigerør

Det har ikke kommet fram noe under kartleggingen som kan benyttes til å kvantifisere utslippene fra denne kilden eller noe som indikerer at avblødning av ringrom i produksjonsbrønner er en vesentlig bidragsyter til de direkte metan- og NMVOC-utslippene på norsk sokkel.

### 4.13.5 Usikkerhet

Da det ikke har vært mulig å få fram bedre data over utslippene fra denne potensielle kilden, er det vanskelig å vurdere usikkerheten, men det er lite som tyder på at utslippene vil kunne overstige 1 % av bidraget fra de større bidragsyterne. Usikkerheten vil derfor bety lite i den totale sammenheng.

### 4.13.6 Sammenligning med andre land

En har ikke funnet henvisninger til denne kilden i den sammenligningen som er gjort mot andre land.

## 4.14 Boring

### 4.14.1 Innledning

Utslippsfaktoren som benyttes i Norsk olje og gass sine Retningslinjer ble i sin tid foreslått av Aker Engineering i 1993 (Ref: 7). Grunnlaget for faktoren fremgår av rapporten til Aker. Den var basert på evaluering av data fra mudlogging under boring av tre produksjonsbrønner. Gassinnholdet i borevæsken ble logget og utslippene av HC-gass ble beregnet ut fra aktuelle strømningsdata for borevæsken. Dette bør være en relevant metode for beregning av utslippsdata. Produksjonsbrønnene som ble studert av Aker var i hovedsak avviksbrønner, med langt kortere seksjon i petroleumsførende lag enn det som er vanlig for horisontale brønner som bores på noen felt i dag (på Troll B og C bores det produksjonsbrønner som strekker seg opp til 4 km horisontalt i olje og gassførende lag). Rene gassbrønner er vesentlig kortere.

Som en sjekk av utslippsfaktor utviklet av Aker Engineering, har add novatech utført en kontrollberegning der det er forutsatt et rent gassreservoar, og der all gassen i utboret masse går til utslipp. Beregningen viste et totalt gassinnhold på 0,5 tonn, basert på følgende forutsetninger:

- Borediameter: 8 ½" (= 0,216 m)
- Brønnlengde i gassførende lag: 100 meter
- Utvaskingsfaktor: 30%
- Porevolum: 30%
- Trykk: 300 barg

Dette gir et maksimalt utslipp på ca. 500 Sm<sup>3</sup> HC gass. Forutsettes det at gassen inneholder 30 mol % metan, tilsvarer dette ca. 0,25 tonn metan og 0,25 tonn NMVOC (pr. brønn). Dette indikerer at utslippsfaktorene gitt i Norsk olje og gass sine retningslinjer kan være rimelig representative som gjennomsnittstall for alle brønner når en tar hensyn til at boring gjennom oljeførende lag bidrar med vesentlig mindre gass enn det som ligger til grunn i beregningene over.

#### 4.14.2 Anbefalt kvantifiseringsmetode

Dagens generelle kvantifiseringsmetode i Norsk olje og gass sine retningslinjer foreslås opprettholdt, men utslippsfaktorene for hhv. metan og NMVOC foreslås justert til å reflektere utslippsberegningene som er gjort i kapittel 4.14.1 og 4.15.10 Som aktivitetsfaktor foreslås brønnbane i stedet for brønn. Det er en fordel å bruke brønnbane fremfor brønn, fordi en brønnbane inkluderer alle grenrør som bores i hydrokarbonførende lag. Bores det for eksempel tre nye grenrør på 100 m hver i en eksisterende brønn, vil utslippene fra hvert av grenrørene bli inkludert. Dessuten fører Oljedirektoratet årlig statistikk over antall ferdigstilte grenrør i løpet av rapporteringsåret.

Utslippsfaktorene dekker både det som slippes ut ifm kakshåndtering og -sikting og det som slippes ut av gass fra mudseparator.

Foreslåtte utslippsfaktorer:

Metanutslipp: 0,25 tonn/brønnbane

NMVOC-utslipp: 0,25 tonn/brønnbane

Konklusjon:

**Generell kvantifiseringsmetode**

Utslippsfaktor pr. brønnbane

#### 4.14.3 Fordeling mellom metan og NMVOC i utslippsgassen

Fordelingen mellom metan og NMVOC vil variere fra brønn til brønn. Da utslippene er så små, vil en mer nøyaktig splitt mellom metan og NMVOC ikke ha signifikant påvirkning på totalutslippene. Antas det at brønnbaner i gassfylte strukturer gir mer utslipp enn brønnbaner i oljefylte strukturer, bør en forvente en gass-sammensetning som nærmer seg brenngass-sammensetning. Basert på disse forhold, foreslås det en 50/50 fordeling på vektbasis mellom metan og NMVOC.

#### 4.14.4 Estimerte utslippsmengder fra boring

I 2014 ble det avsluttet 227 brønnbaner. Dette gir følgende utslippsmengder for norsk sokkel for 2013:

Metan: 57 tonn, NMVOC: 57 tonn

Utslippene av metan og NMVOC fra boring av brønner på norsk sokkel utgjør derved mindre enn 1 % av de totale direkte metan- og NMVOC-utslippene.

#### 4.14.5 Usikkerhet

Usikkerheten er betydelig, men for sokkelen totalt antas faktorene å gi konservative utslippstall. Letebrønner vil gjennomsnittlig gi lavere utslipp da de fleste av disse brønnene ikke penetrerer lange hydrokarbonholdige strukturer.

Usikkerheten ansås kvalitativt til +40/-60%.

#### 4.14.6 Sammenligning med andre land

I USA rapporteres det utslipp fra avgassing fra borevæsken. Dersom separert avgass ledes til luft, estimeres utslippene ved bruk av generiske utslippsfaktorer, basert på antall boredager. Det anbefales forskjellige utslippsfaktorer avhengig av type borevæske. En er ikke kjent med hvordan boredager beregnes i denne forbindelse.

### 4.15 Gassturbiner

#### 4.15.1 Innledning

Brenngass under trykk ble tidligere brukt i noen grad til å starte gassturbiner. Under kartleggingen fremkom det ikke noen steder at denne teknikken fremdeles er i bruk.

Gassturbiner trenger en gjennomspyling av brenngass før oppstart. Mengdene av brenngass er små.

Når gassturbiner stoppes må det bløses av en liten «innestengt» gassmengde. Denne går normalt til felles atmosfærisk vent.

Både spylegass og avgass fra trykkavlastning kan sendes til utslipp gjennom atmosfærisk fellesvent, eller sendes til gjenvinning eller fakkell. Det er ikke foretatt en kartlegging av hvordan dette foregår på de enkelte innretninger fordi potensielle utslippsmengder er så små.

#### 4.15.2 Anbefalt kvantifiseringsmetode

Utslippene er så små at det foreslås at de inkluderes i generell påslagsfaktor for små utslipp.

Konklusjon: <b>Generelt tillegg</b> Små utslipp
---

#### 4.15.3 Fordelingen mellom metan og NMVOC i utslippsgassen

Den aktuelle gassen er brenngass og sammensetningen er som for brenngass.

#### 4.15.4 Estimerte utslippsmengder fra gassturbiner

Spyling ved oppstart: Opplyst av en operatør til ca. 1 Sm<sup>3</sup> (ca. 1 kg) brenngass pr. start. og ca. 50 starter pr. år. Dette gir til sammen ca. 50 kg av metan og NMVOC pr år.

Avblødning av innestengt gassmengde ved turbinstans: For en av de større innretningene ble mengden sjekket. Volumet som skal blødes av er godt under 10 liter. Med 40 bars trykk gir dette er utslipp pr. stans på under 0,4 kg gass. Operatøren estimerte antall turbinstanser pr. år til ca. 20. Dette tilsier årlige utslipp på ca. 10 kg HC-gass.

Det er 45 innretninger på norsk sokkel som har gassturbiner. Totale utslipp av metan og NMVOC fra gassturbiner er på dette grunnlag beregnet til 0,54 tonn med HC-gass.

Tabell 31 Disponering av avgass fra gassturbiner og foreløpige utslippsestimater

Antall innretninger med gassturbiner	45
Antall innretninger med brenngass som startmetode	0
Antall innretninger som bruker brenngass som spylegass med utslipp til atmosfæren	< 45
Antall innretninger som trykkavlaster brenngass til atmosfæren ved turbinans	< 45
Estimert utslippsmengde av metan (tonn/år)	<b>0,27</b>
Estimert utslippsmengde av NMVOC (tonn/år)	<b>0,27</b>

#### 4.15.5 Usikkerhet

Ettersom det bare er foretatt anslag over utslippene, basert på én større innretning, er usikkerheten stor. Anslaget er konservativt beregnet, og sannsynligheten for at utslippene overstiger anslaget anses som liten.

#### 4.15.6 Sammenligning med andre land

Det er ikke funnet referanser til denne kilden i andre land det er sammenlignet med.

#### 4.15.7 MEG-regenerering

#### 4.15.8 Innledning

MEG (MonoEtylenGlykol) er en absorpsjonsvæske som delvis benyttes for tørking av gass på lik linje med TEG. Dette foregår på et fåtalls innretninger på norsk sokkel. Regenereringsprosessen her ligner på regenerering av TEG.

Som beskrevet i delrapporten fra modul 1 av prosjektet, brukes MEG imidlertid først og fremst for å hindre hydratdannelse i flerfase-rørledninger.

#### 4.15.9 Anbefalt kvantifiseringsmetode

Det anbefales at generell kvantifiseringsmetode anvendes. Det er tilgjengelig både standard simuleringprogrammer og andre spesialutviklede beregningsverktøy for å kvantifisere utslippene. Det er flere tilgjengelige programmer for dette:

- **GRI-GLYCalc**: beregningsprogram som er beskrevet nærmere under kapitlet for TEG regenerering
- **MultiProScale**: prosess-simuleringsprogram spesielt utviklet for å simulere kjemi, termodynamikk og likevekt i olje-gass-vann og MEG-systemer
- **flashSIM**: et 3-fase program utviklet av Scale Consult. Dette programmet bruker standard tilstandsligninger, som i utgangspunktet ikke er spesielt egnet for denne typen beregninger, men ved bruk av Huron-Vidal mixing rule forbedres beregningene mye i henhold til leverandøren.

En av operatørene har fått gjennomført beregninger med både **MultiProScale** og **flashSIM** i tillegg til at det er tatt prøve og analyse av avgassen (Ref: 13). Rapporten konkluderer med at **MultiProScale** gir best resultater når det gjelder metanutslippene (2,19 kg/dag mot 1,6 kg/dag fra prøvetaking og analyse). For NMVOC var simuleringresultatene dårlige (for lave). Prøvetaking og analyse viste at utslippene av metan var ca. 600 kg/år, mens NMVOC-utslippene var ca. 7000 kg/år. Dette ble forklart med mulig «carry-over» av tyngre komponenter.

Basert på det som står over, anbefales der at utslippene beregnes ved hjelp av beregningsprogrammer som GRI-GLYCalc eller MultiProScale og verifiseres (og korrigeres om nødvendig) ved hjelp av målinger og analyser som eksempelvis tas en gang årlig.



For anlegg som bruker brenngass som strippegass (ett anlegg) anbefales at strippegassmengden måles eller estimeres på en pålitelig måte. Dette anbefales også for innretninger som bruker brenngass som teppegass på MEG lagertank.

Konklusjon:

#### Generell kvantifiseringsmetode

- Bruk av beregningsprogram GRI-GLYCalc, MultiProScale eller tilsvarende verifisert mot målinger
- Strippegassmåling for fastsetting av strippegassmengden der dette er aktuelt.
- Analyse av MEG-løsning.

#### 4.15.10 Fordeling mellom metan og NMVOC i utslippsgassen

Brukes beregningsprogram som foreslått, beregner dette også mengde metan og komponentene i NMVOC separat. Dette inkluderes også utslipp av strippegass og forutsetter at sammensetningen av strippegass (=brenngass) legges inn i programmet.

Der teppegass brukes foreslås brenngassfordeling.

#### 4.15.11 Estimerte utslippsmengder fra MEG-regenerering

##### Fra MEG avgassingstank

Tabell 32 Disponering av avgass fra MEG avgassingstank og foreløpige utslippsestimater

Antall innretninger med MEG avgassingstank	2
Antall innretninger som sender avgass fra avgassingstank til gjenvinning	1
Antall innretninger som sender avgass fra avgassingstank til fakkell	1
Antall innretninger som sender avgass fra avgassingstank til atmosfærisk utslipp	0
Estimert metanutslipp fra alle innretninger (1 innretning), tonn/år	0
Estimert NMVOC-utslipp fra alle innretninger (1 innretning), tonn/år	0

Ingen av innretningene har opplyst om at avgass fra avgassingstank er sendt til atmosfærisk vent.

##### Fra MEG regenerator

Tabell 33 Disponering av avgass fra MEG regenerator og foreløpige utslippsestimater

Antall innretninger med MEG regenereringsanlegg	3
Antall innretninger som sender avgassen til gjenvinning	0
Antall innretninger som sender avgassen til brenning i fakkell	0
Antall innretninger som sender til atmosfærisk utslipp	3
Estimert metanutslipp fra alle innretningene, tonn/år	26
Estimert NMVOC-utslipp fra alle innretningene, tonn/år	71

Alle innretningene med MEG-regenereringsanlegg sender utslipp fra MEG-regenerator til atmosfærisk vent, og alle har gjennomført målinger/beregninger for å bestemme utslippet som gitt i tabellen over.

##### Utslipp fra strippegass

Ett av anleggene bruker brenngass som strippegass. Strippegassen går rett gjennom systemet og slippes ut sammen med avkokt gass fra regeneratoren. Det er kun mengde strippegass som tilføres systemet som påvirker hvor mye gass som slippes ut fra regenerator. Kun måling eller annen pålitelig kvantifisering av strippegassmengden inn på regenerator er aktuelt. Mengden vil variere fra innretning til innretning.

En av innretningene bruker brenngass som strippegass, de andre bruker N<sub>2</sub>. Den som bruker brenngass som strippegass har ikke skilt mellom stippegass og avkok. Utslippene er registrert under avkok i regenerator.

#### 4.15.12 Usikkerhet

Usikkerheten avhenger av hvilken metode som er brukt for å bestemme utslippene. Siden det ikke er kjent om beregningsprogrammene omtalt i kapitell 4.15.9 er verifisert mot feltdata, er det vanskelig å si noe om usikkerheten til utslippene som er gitt her. Det antas at de kan være betydelige.

#### 4.15.13 Sammenligning med andre land

Tilsvarende som for TEG-regenerering, se kapittel 4.1.6.

### 4.16 Amin regenerering

#### 4.16.1 Innledning

To av innretningene på norsk sokkel har et absorpsjonsanlegg der det brukes en alkylaminløsning for fjerning av CO<sub>2</sub> fra eksportgassen. I tillegg til CO<sub>2</sub>, absorberes også noe metan og NMVOC i aminløsningen.

- På den ene innretningen reinjiseres avgassen fra aminregenereringssystemet tilbake til undergrunnen. Dette innebærer at metan og NMVOC i avgassen også blir injisert.
- På den andre innretningen slippes avgassen, inkludert innhold av metan og NMVOC, til atmosfæren via innretningens lavtrykkfakkel som ikke brenner.

#### 4.16.2 Anbefalt kvantifiseringsmetode

Ettersom det bare er to innretninger på sokkelen med totalt forskjellige tekniske løsninger foreslås det innretningsspesifikke kvantifiseringsmetoder.

For innretning a. der avgassen injiseres i undergrunnen, er det ingen utslipp under normal drift.

For innretning b. der avgassen fra aminregenereringsanlegget slippes til luft via lavtrykkfakkel som ikke brenner, foreslås det at operatør etablerer en innretningsspesifikk beregningsmodell for kvantifisering av metan og NMVOC-utslippene.

<p>Konklusjon: <b>Innretningsspesifikk kvantifiseringsmetode</b> (En innretning)</p>
--

#### 4.16.3 Fordelingen mellom metan og NMVOC i utslippsgassen

Fordelingen mellom metan og NMVOC i utslippsgassen vil sannsynligvis være forskjellig for de to innretningene. For begge innretningene anbefales det at innhold av metan og NMVOC bestemmes ut fra prøver og analyser av avgassene. Simulering av sammensetningen er også mulig, men siden simuleringer har vist seg å være mindre pålitelige, bør simuleringmodellene verifiseres ved hjelp av prøvetaking og analyser.

#### 4.16.4 Estimerte utslippsmengder fra amin regenerering

Utslipp er beregnet for Innretning b hvor utslipp skjer pga. høy innhold av CO<sub>2</sub> i fakkel gassen.

Tabell 34 Disponering av avgass fra aminregenerering og foreløpige utslippsestimater

Antall innretninger med amin regenerering	2
Antall innretninger med utslipp av metan og NMVOC fra amin regenerering	1
Estimert utslippsmengde av metan (tonn/år)	95
Estimert utslippsmengde av NMVOC (tonn/år)	40

Utslippstallene anses å være noe usikre. de er beregnet ved hjelp av simuleringer i HYSYS.

#### 4.16.5 Usikkerhet

For di prosessimuleringer har vist seg å være lite pålitelige ved mangelfull verifikasjon, antas usikkerheten til å kunne være så stor som +100%/-70%.

Prøvetaking og analyse av avgassene for å verifisere/kalibrere simuleringene anbefales for å sikre seg mer pålitelige utslippsdata.

#### 4.16.6 Sammenligning med andre land

I USA brukes simuleringprogrammet AMINECalc utviklet av API i 1999 til estimering av metan- og NMVOC utslipp.

### 4.17 Gassanalyser og prøvestasjoner

#### 4.17.1 Innledning

Tilstanden av prosessgassen overvåkes regelmessig. Det tas gassprøver fra relevante punkter i prosessen for tilstands- og kvalitetskontroll av bl.a. brenngass, eksportgass og injeksjonsgass. Hva som analyseres og tas prøver av avhenger til en viss grad av forholdene på den enkelte innretning.

Gassprøvene analyseres på innretningen eller på laboratorier på land. Gasskromatograf, H<sub>2</sub>S-analysator og duggpunktanalysator er de mest vanlige analysatorer på norsk innretninger. Gasskromatogrammer brukes for å analysere sammensetning av gassen. H<sub>2</sub>S-analysatorer er vanlig på innretninger som prosesserer gass med høyt svovelinnhold. Vanninnhold av gassen kontrolleres med duggpunktanalysator. O<sub>2</sub>-analysator og H<sub>2</sub>O-analysator er andre type av analysatorer på innretningene.

På noen innretninger og for noen analysatorer hentes gassen som skal analyseres fra en sidestrøm til det røret som gassen normalt går gjennom, mens andre innretninger tar analyseprøven direkte fra hovedstrømmen. På noen av innretningene går sidestrømmene til atmosfærisk vent og utslipp, mens de på andre innretninger går til gjenvinning eller fakkell. Sidestrømmene kan ha en strømningsrate på opptil flere Sm<sup>3</sup>/gas pr. time.

Gassmengdene som analyseres trekkes fra gasstrømmen i svært små kvanta pr. analyse (størrelse milliliter). Avgass fra analysatorene slippes stort sett til atmosfæren. Frekvensen for prøvetaking varierer fra f.eks. fire ganger pr time til et par ganger i måneden. I forhold til gassmengden i sidestrømmen, er utslippene fra analysatoren flere tierpotenser mindre.

Gassprøvene til labanalyse, inkludert brenngassanalyser, tas i trykksylinder (stempel for å justere baktrykk) å ca 350 og 500 ml. Slike prøver tas som spotprøver fra en gang i uka til en gang i måneden

og analyseres hos akkreditert lab på land. Prøvetakingsteknologien som brukes eliminerer lokal flushing til luft – gassen ledes til fakkel. Gassen fra trykksylinder sendes til luft via avtrekk på lab<sup>5</sup>.

Anslag over årlige utslipp, basert på 2 sylindre á 500ml pr uke pr. innretning, trykk 30 barg, 65 innretninger er lik ca. 100 kg/år summert for alle innretninger. Basert på den informasjonen som kom fram i kartleggingen, er forutsetningene som er gjort her konservative.

#### 4.17.2 Faktorer som påvirker utslippene

Følgende faktorer påvirker utslippene fra gassanalyser:

- Kontinuerlig sidestrøm: Utslippene kan reduseres ved at analysegass suges inn fra hovedstrøm istedenfor fra sidestrøm.
- Diskontinuerlig bruk av sidestrøm: Utslippene kan reduseres ved å avgrense strøm i sidestrøm til de perioder når analyser foregår.
- Avgassløsning: Utslippene kan reduseres ved å lede sidestrømmen til fakkel eller gjenvinning.

#### 4.17.3 Kvantifiseringsmetoder

Kartleggingen viste at det er utslippene fra sidestrømmen som totalt dominerer utslippene fra gassanalyser og prøvestasjoner. De andre utslippene er bagatellmessige i forhold.

To kvantifiseringsmuligheter er identifisert:

1. Ved fastsetting av strømningsrate gjennom sidestrømmen ved måling eller annen pålitelig metode.
2. Dersom sidestrømmen fører til atmosfærisk fellesvent med måler, vil mengde utslippsgass bli målt gjennom fellesventens målestasjon. Dette betinger at sammensetningen av gassen i fellesventen kan prøvetas og analyseres gjennom eller ved andre pålitelige metoder.

Kvantifisering er kun aktuelt dersom sidestrømmen går til utslipp.

Konklusjon: <b>Generell kvantifiseringsmetode</b> Fastsetting av strømningsrate gjennom sidestrøm
---

#### 4.17.4 Fordeling mellom metan og NMVOC i utslippsgassen

For analysatorer som står i eksportgass-strømmen vil sammensetning av HC-gass som slippes ut være lik sammensetningen av eksportgassen. For analysatorer som står i brenngass-strømmen vil sammensetningen av HC-gasser til utslipp være lik sammensetningen av brenngassen.

Som et gjennomsnitt vil sammensetningen av utslippsgassen variere lite fra brenngassen.

#### 4.17.5 Estimerte utslippsmengder fra gassanalyser og prøvestasjoner

Primærkartleggingen viste at sidestrømmenes strømningsrate er kjent. Fire av de 16 innretningene fra primærkartleggingen hadde kontinuerlige sidestrømmer til utslipp som varierte fra 0,2 m<sup>3</sup>/t til 0,7 m<sup>3</sup>/t med en gjennomsnitt på 0,44 m<sup>3</sup>/t pr. innretning. På de andre innretninger var ikke sidestrømmen i drift kontinuerlig. Grovt regnet 25% av innretningene hadde kontinuerlig sidestrøm.

For å få en best mulig oversikt over disse prosessenes bidrag til de totale direkteutslipp av metan og NMVOC, er det foretatt en enkel %-vis oppskalering til de 54 innretningene på norsk sokkel som har hydrokarbongasshåndtering.

---

<sup>5</sup> Basert på data fra PC-lab Mongstad som kjører mange av disse analysene.

Tabell 35 Disponering av avgass fra gassanalyser og foreløpige utslippsestimater

Antall innretninger med aktuell prosess	16	av 15 (+1) i primærkartleggingen
Antall innretninger med avgass til gjenvinning	0	av 15 (+1) i primærkartleggingen
Antall innretninger med avgass til fakkel	0	av 15 (+1) i primærkartleggingen
Antall innretninger med avgass til direkte utslipp	4	av 15 (+1) i primærkartleggingen
Estimert utslippsmengde av metan (tonn/år)	71	Skalert opp til 54 innretninger
Estimert utslippsmengde av NMVOC (tonn/år)	54	Skalert opp til 54 innretninger

#### 4.17.6 Usikkerhet

Usikkerheten er relativt stor og neppe kvantifiserbar grunnet lite datagrunnlag. Dersom alle innretninger med kontinuerlig bruk av sidestrøm og utslipp av gassen gjennomfører en kvalifisert vurdering av strømningsraten, bør usikkerheten gå betydelig ned. Ettersom utslippsbidragene fra denne prosessen er relativt beskjeden, bør det ikke være behov for installasjon av strømningsmålere.

#### 4.17.7 Sammenligning med andre land

Canada tar hensyn til utslipp fra gassanalyser kun hvis det er en kontinuerlig sidestrøm. Canadiske veiledninger angir også en anbefalt sidestrømsrate.

#### 4.18 Turret på FPSO'er

Det refereres til delrapport fra Modul 1 av prosjektet (Ref: 1). Her anbefales det at gasslekkasjer i turret behandles på linje med gasslekkasjer ellers på innretningene. Se kapittel 4.12.

#### 4.19 Piggsluser

##### 4.19.1 Innledning

Piggsluser var ansett å være en potensiell utslippskilde for HC-gasser. En piggsluse er et sendekammer eller et mottakskammer for pigger. Pigger er verktøy/instrumenter som sendes gjennom rørledninger for utskraping av avsetninger på rørveggen, for å trykke ut væskeansamlinger, for å identifisere svekkelse av veggtykkelse eller andre inspeksjonsoppgaver.

I primærkartleggingen fant en at 12 av 15 innretninger hadde piggsluser, av disse 12 var det kun to innretninger som hadde utslipp fra kilden. Begge to trykkavlaster piggslusen i utgangspunktet til lavtrykkfakkel men i disse tilfeller var ikke LP-fakkel tent. Siden begge disse innretningene hadde svært lave utslipp ble denne kilden ikke undersøkt videre i sekundærkartleggingen da den ansees å være neglisjerbar.

De to viktigstefaktorer som påvirker utslippene er:

- Hvor avgassen rutes ved gassfriing av piggslusen
- Antall gassfriinger i løpet av året

##### 4.19.2 Anbefalt kvantifiseringsmetode

Utslippene er så små at det foreslås at de fanges opp ved hjelp av en generell påslagsfaktor for små utslipp.

Konklusjon:  
**Generelt tillegg**  
Små utslipp

### 4.19.3 Fordeling mellom metan og NMVOC i utslippsgassen

Ikke vurdert da utslippene fra denne kilden er lite små

### 4.19.4 Estimerte utslippsmengder fra piggluser

De to innretningene med utslipp ifm. gassfriing av piggluser sendte avgassen til ikke tent fakkell. For å få en totaloversikt antas det at de andre tre innretningene på sokkelen som har en slik fakingssituasjon har tilsvarende årlig avgassmengde fra piggluser.

På alle andre innretninger gassfries pigglusene mot tent fakkell, dvs. ingen direkte metan- og NMVOC-utslipp

Tabell 36 Disponering av avgass fra piggluser og foreløpige utslippsestimater

Antall innretninger med avgass til direkte utslipp	2	av 5 som har utent fakkell
Estimert utslippsmengde av metan (tonn/år)	4	Skalert opp til 5 innretninger
Estimert utslippsmengde av NMVOC (tonn/år)	2	Skalert opp til 5 innretninger

### 4.19.5 Usikkerhet

Utslippene kan beregnes med relativt stor nøyaktighet da pigglusenes volum kan beregnes svært nøyaktig og antall gassfriinger er kjent (+/- 10%). På den annen side er det stor usikkerhet knyttet til oppskaleringen.

### 4.19.6 Sammenligning med andre land

USA: API Compendium (Ref: 18) skiller mellom pigging av gassrør og oljerør. For oljerør viser de til samme beregningsmetodikk som er anbefalt for å beregne utslipp fra *crude tank flashing*. For gassrør beregnes utslipp fra den delen av røret som blir avgasset pluss volumet av piggluse.

Også Canada har gjort noen vurderinger av utslipp fra piggluser. Canada har konkludert med at utslipp fra piggluser er en neglisjerbar kilde.

## 4.20 Trekking av korrosjonskupper

### 4.20.1 Innledning

En korrosjonskupper er et enkelt og effektivt verktøy som overvåker korrosjonsrater i rør og utstyr. De viser også hvilken type korrosjon som forekommer. De består av metallstykker av varierende form, størrelse og materialer. De installeres på innsiden av utstyret og utsettes for samme korrosjon som utstyret som overvåkes.

Observasjonene fra primærkartleggingen indikerte at utslipp av HC-gasser til luft for samtlige innretninger på norsk sokkel er svært små. Ut fra dette ble videre kartlegging av denne kilden ikke utført i sekundærkartleggingen.

### 4.20.2 Faktorer som påvirker utslippene

De viktigste faktorer som påvirker utslippene er:

- Hvilken teknologi som anvendes ved trekking av korrosjonskupper.
- Antall kuppertrekninger i løpet av året.

#### 4.20.3 Anbefalt kvantifiseringsmetode

Utslippene er så små at det foreslås at de fanges opp ved hjelp av en generell påslagsfaktor for små utslipp.

Konklusjon:  
**Generelt tillegg**  
Små utslipp

#### 4.20.4 Fordeling mellom metan og NMVOC i utslippsgassen

Ikke vurdert da denne kilden er neglisjerbar.

#### 4.20.5 Estimerte utslippsmengder fra trekking av korrosjonskupper

Basert på data hentet inn under kartleggingen, ble de samlede utslippene fra trekking av korrosjonskupper på norske innretninger skalert. Utslippene er beregnet på grunnlag av volum gass som frigjøres ved hver trekking (innelukket volum av gass som slippes til luft lokalt), samt antall trekkeoperasjoner pr. år. Sokkelutslippene er basert på lineær oppskalering av data til 54 innretninger på sokkelen

Tabell 37 Disponering av avgass fra trekking av korrosjonskupper og foreløpige utslippsestimater

Antall innretninger med korrosjonskupperstasjoner	54	
Antall innretninger med avgass til gjenvinning	1	1 registrert, kan være flere
Antall innretninger med avgass til fakkel	0	Ingen registrert, kan være noen
Antall innretninger med avgass til direkte utslipp	Ca. 50	Basert på data samlet inn under kartleggingen. Mangler data fra noen operatører
Estimert utslippsmengde av metan (tonn/år)	0,1	
Estimert utslippsmengde av NMVOC (tonn/år)	0,1	

#### 4.20.6 Usikkerhet

Utslippsmengden er nok ganske usikker, men mengden i Tabell 37 er regnet konservativt og utslippsmengdene er svært små .

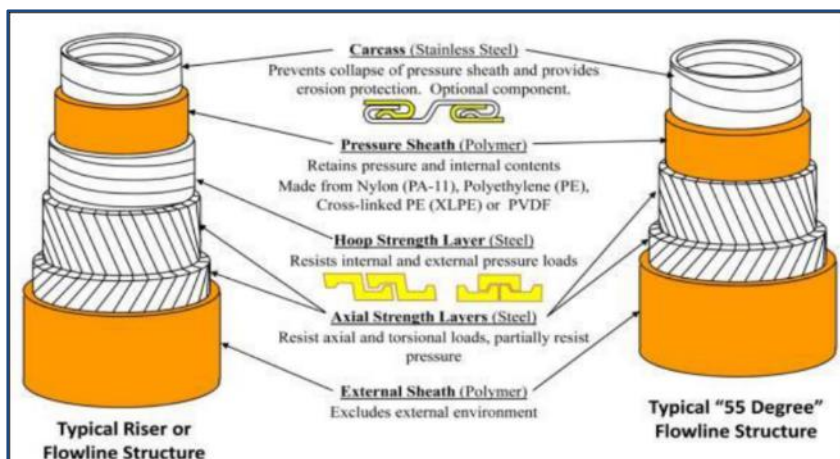
#### 4.20.7 Sammenligning med andre land

Det er ikke funnet noe informasjon angående rapportering av utslipp fra trekking av korrosjonskupper.

### 4.21 Fleksible stigerør

#### 4.21.1 Innledning

I forbindelse med flytende produksjonsinnretninger og havbunnskompletterte brønner, er det installert en rekke fleksible stigerør på norsk sokkel siden 1990-tallet. Fleksible stigerør består av vekselvise lag med stål og elastomerer som vist i Figur 8.



Figur 8 Eksempel på oppbygging av fleksible stigerør - prinsippkisse (Kilde: 4Subsea AS (fra internett)).

Moderne fleksible stigerør er utstyrt med målere for måling av diffusjonsraten. Disse brukes til trendmåling for overvåkning av tilstand og integritet av stigerøret. Eldre stigerør har ikke målere.

Avgassen fra de fleksible stigerørene blir ledet til en ventilstasjon på oppkoplingspunktet for rørene på plattformdekket. Herfra blir gassen sendt til gjenvinning, faking, atmosfærisk samlevent eller lokalt plassert utslippsrør.

#### 4.21.2 Anbefalt kvantifiseringsmetode

Utslippene er så små (se kapittel 4.21.4) at det foreslås at de fanges opp ved hjelp av en generell påslagsfaktor for små utslipp.

Konklusjon:  
**Generelt tillegg**  
Små utslipp

#### 4.21.3 Fordeling mellom metan og NMVOC i utslippsgassen

Sammensetning av diffusjonsgassen er avhengig av gassen i stigerøret. Dette vil variere mellom stigerør knyttet til produksjonsbrønner, oljerørledninger og gassrørledninger på samme innretning. Dersom disse utslippene kvantifiseres separat, foreslås det at operatør velger fordeling mellom metan og NMVOC for den aktuelle innretning basert på de fleksible stigerør som er på innretningen. Tatt i betraktning at de samlede utslipp er i størrelsesorden  $< 1\%$  av de totale direkteutslipp fra sokkelinnretningene, vil unøyaktigheter i gass-sammensetning fra denne kilden ha neglisjerbar effekt på total utslippsmengde av metan og NMVOC fra sokkelinnretningene.

#### 4.21.4 Estimerte utslippsmengder fra fleksibel stigerør

I alt 20 innretninger på norsk sokkel har fleksible stigerør. På mer enn halvparten av innretningene går avgass fra fleksible stigerør direkte til luft. På syv innretninger ledes avgassen enten til fakkel eller gjenvinning.

Under kartleggingen ble det samlet inn data fra operatørene av 11 innretninger som hadde avgassdata tilgjengelig. Dette var både leverandørdata over avgassrater og målinger utført av



operatør for enkeltstigerør. Datagrunnlaget er skalert linjært til å omfatte alle 13 innretningene med utslipp til luft.

Tabell 38 Disponering av avgass fra fleksible stigerør og foreløpige utslippsestimater

Antall innretninger med aktuell prosess	20
Antall innretninger med avgass til gjenvinning	2
Antall innretninger med avgass til fakkell	5
Antall innretninger med avgass til direkte utslipp	13
Estimert utslipp av metan fra alle innretninger m/fleksible stigerør på norsk sokkel (tonn/år)	1,8
Estimert utslipp av NMVOC fra alle innretninger m/fleksible stigerør på norsk sokkel (tonn/år)	1,5

#### 4.21.5 Usikkerhet

Ettersom utslippstallene i kapittel 0 er beregnet ved skalering, kan de være beheftet med stor usikkerhet. Ut fra de tall en har sett, anses det som mindre sannsynlig at usikkerheten vil overstige +100%/-50%. Tatt i betraktning størrelsen av de beregnede utslippene, anses utslippet å ikke ville ha stor innvirkning på usikkerheten i de totale utslippene fra alle kilder.

#### 4.21.6 Sammenligning med andre land

Det er ikke funnet referanser til at denne kilden i andre land det er sammenlignet med.

### 4.22 Lagertanker for råolje på FPSO'er

#### 4.22.1 Utslipp ifm. tankinspeksjon

##### 4.22.1.1 Innledning

Lagertanker for råolje på flytende produksjonsinnretninger skal inspiseres hvert 5 år i henhold til regelverket. Dette gjøres normalt ved at ca. 1/5 av tankene inspiseres årlig. Ettersom lagertankene opererer ved atmosfæretrykk, og all brenngass i tom tank må fjernes før inspeksjonen, vil utslippet mengde HC-gass (målt som Sm<sup>3</sup>) være tilnærmet lik volumet av tankene som gassfries (se Ref: 1). Utslippene fra denne kilden kan følgelig beregnes ut fra tankvolum og fordeling av metan og nmVOC utfra brenngass-sammensetning (Det er normalt brenngass som benyttes som teppegass. Når tanken tømmes for olje før inspeksjon etterfylles den enten med brenngass eller med inertgass før full gassfriing. Dersom det benyttes brenngass vil utslippsvolumet av HC-gass være lik tankvolumet, benyttes inertgass vil utslippsvolumet av HC-gass være noe mindre enn tankvolumet. Dersom noe av avgassen fra gassfriingen brennes i fakkell vil utslippsvolumet av HC-gass også bli noe mindre enn tankvolumet).

##### 4.22.1.2 Faktorer som påvirker utslippene

Den viktigste faktor som påvirker utslippene innenfor dagens regelverk er primært størrelsen på lagertankene for råolje.

#### 4.22.1.3 Anbefalt kvantifiseringsmetode

Det anbefales derfor en generell utslippskvantifiseringsmetode:

$$U_{CH_4} = V_{\text{tanker}} / a_{\text{inspeksjon}} * fr_{CH_4}$$

$$U_{NMVOC} = V_{\text{tanker}} / a_{\text{inspeksjon}} * fr_{NMVOC}$$

der,

$$V_{\text{tanker}} = \text{Totalt volum av alle lagertanker for råolje [m}^3\text{]}$$

$$fr_{CH_4} = \text{Fraksjon metan}$$

$$fr_{NMVOC} = \text{Fraksjon NMVOC}$$

$$a_{\text{inspeksjon}} = \text{Inspeksjonsfrekvens, minimum hvert 5 år pr tank}$$

Konklusjon:

**Generell kvantifiseringsmetode**

#### 4.22.1.4 Fordeling mellom metan og NMVOC i utslippsgassen

Avdamping fra råoljen vil øke NMVOC-andelen i gassen i forhold til metanandelen, men det vil være svært vanskelig å skaffe en representativ analyse av sammensetningen av utslippsgassen. Forholdet mellom NMVOC og metan kan endre seg og avgassen vil bli anriket av nøytralgass under gassfriingsprosessen. Ut fra dette anbefales brenngass-sammensetningen som fordeling som det beste alternativet. Utslippene er så pass små at feilen ikke vil få stor innflytelse på de totale utslippstallene av metan og NMVOC.

#### 4.22.1.5 Estimerte utslippsmengder fra gassfriing av råoljetanker på FPSO'er

Volumet av samtlige produksjonsinnretninger med råoljelager på norsk sokkel er samlet inn og utslippene er beregnet på dette grunnlag. For noen av innretningene er utslippene beregnet av operatørselskap basert på deres beste kunnskap om avgassens sammensetning. For noen innretninger er utslippene beregnet av oppdragstaker basert på at avgassen består av 50 vekt% metan og 50 vekt% NMVOC. Tallene representerer årlige gjennomsnittutslipp.

Tabell 39 Disponering av avgass fra lagertanker for råolje på FPSO'er og foreløpige utslippsestimater

Antall innretninger med lagertanker for råolje	7
Antall innretninger som sender avgass fra lagertanker for råolje til gjenvinning	0
Antall innretninger som sender avgass fra lagertanker for råolje til gjenvinning til fakkell	0
Antall innretninger som sender avgass fra lagertanker for råolje til atmosfærisk utslipp	7
Estimert metanutslipp fra alle innretninger, tonn/år	55
Estimert NMVOC-utslipp fra alle innretninger, tonn/år	71

#### 4.22.1.6 Usikkerhet

Utslippene som beregnes for denne kilden anses å ha liten usikkerhet (+/-10 %) da utslippene beregnes basert på tankvolum, noe som anses å være en nøyaktig tilnærming.

## 4.22.2 Utslipp i forbindelse med unormal driftssituasjon

### 4.22.2.1 Innledning

Under normale driftsforhold vil det ikke være utslipp fra teppegass over lagertanker for råolje på FPSO'er, ettersom brenngassen som benyttes som teppegass ledes tilbake til prosessen. Det kan imidlertid oppstå unormale driftssituasjoner som gjør det vanskelig eller umulig å unngå utslipp. Slike situasjoner kan f.eks. være:

- Lossing under revisjonsstans. I en slik situasjon vil en kunne risikere at det ikke er brenngass eller annen HC-gass tilgjengelig til å etterfylle tankene med teppegass og det må benyttes nøytral gass, som etter bruk ikke kan returneres til prosessen (eller til fakkel) og må slippes til atmosfæren med en større eller mindre andel av brenngass.
- Det kan oppstå problemer med VRU (vapour return unit) kompressor, slik at teppegassen ikke kan returneres til prosessen.

### 4.22.2.2 Anbefalt kvantifiseringsmetode

Dette vil være spesialsituasjoner, som muligens kan medføre signifikante utslipp dersom de varer over lengre tid. Det vil ikke være naturlig eller hensiktsmessig å beregne utslippene fra slike situasjoner ved hjelp av generiske metoder. Det anbefales derfor at de enkelte involverte operatører etablerer/ anvender innretnings- og situasjonsspesifikke metoder for beregning av metan og NMVOC-utslipp dersom slike situasjoner skulle oppstå.

### 4.22.2.3 Fordeling mellom metan og NMVOC i utslippsgassen

Fordeling av utslippene mellom metan og NMVOC vil måtte reflektere den aktuelle utslippssituasjonen, men om ikke andre forhold tilsier det, vil nok samme sammensetning av HC-gassen som for tankinspeksjon (kapittel 4.22.1) være representativ for fordeling mellom metan og NMVOC.

### 4.22.2.4 Estimerte utslippsmengder i forbindelse med unormale driftssituasjoner

Det foreligger ingen oversikt over slike utslippssituasjoner, hverken om de har forekommet eller i så fall hvilke utslipp de resulterte i. Det er derfor ikke mulig å si noe om utslippenes størrelse. (I utgangspunktet er derfor utslippene antatt lik 0.)

### 4.22.2.5 Usikkerhet

Usikkerheten i utslippsberegninger ved slike situasjoner vil reflektere den beregningsmetoden som blir anvendt. Det er derfor ikke mulig å vurdere dette på det nåværende tidspunkt.

## 4.22.3 Sammenligning med andre land

Dette er en utslippssituasjon som det ikke er funnet referanser til i de land en har sammenlignet seg med.

## 4.23 Lagertanker for diesel og andre forbruksoljer

### 4.23.1 Innledning

Dieseltanker og noen andre lagertanker for oljeprodukter bruker i de fleste tilfeller ikke teppegass og er utstyrt med lokal vent som «puster» mot luft. Dette er en akseptert praksis også på landbaserte lagertanker av denne typen. Alle innretningene i primærkartleggingen har denne kilden.

#### 4.23.2 Anbefalt kvantifiseringsmetode

Beregningene er basert på AP-42 i en noe forenklet form. Denne standarden er etablert for store sylindriske lagertanker og tar hensyn til tankens form og geometri samt utetemperatur og trykk. Metoden kan derfor være noe usikker for de mer kubiske lagertankene en finner på sokkelinnretningene. Utslippene er imidlertid svært små slik at usikkerheten får mindre betydning.

Ettersom utslippene er så små (se kapittel 4.23.4) foreslås det at disse utslippene ikke beregnes separat, men inngår i et prosentuell pålegg som skal dette småutslipp.

Konklusjon:  
**Generelt tillegg**  
Små utslipp

#### 4.23.3 Fordeling mellom metan og NMVOC i utslippsgassen

Som beskrevet over vil tilnærmet alt utslipp av avgasser fra lagertanker for diesel og andre forbruksoljer være NMVOC fordi det ikke er metan i oljen.

#### 4.23.4 Estimerte utslippsmengder

Det årlige forbruket av diesel (og andre forbruksoljer) ble samlet inn for samtlige innretninger og utslippene ble beregnet i henhold til AP 42 i forenklet form.

Tabell 40 Disponering av avgass fra lagertanker for diesel og foreløpige utslippsestimater

Antall innretninger med lagertanker for diesel	50
Antall innretninger med avgass til gjenvinning	0
Antall innretninger med avgass til fakkell	0
Antall innretninger med avgass til direkte utslipp	50
Beregnet/estimert utslipp av NMVOC (tonn/år)	<b>3,5</b>

#### 4.23.5 Usikkerhet

Det er noe usikkert hvor nøyaktig kvantifisering etter forenklet AP 42 (forenklet fordi en ikke kan ta hensyn til trykk og temperatursvinginger). Utslippene er imidlertid små.

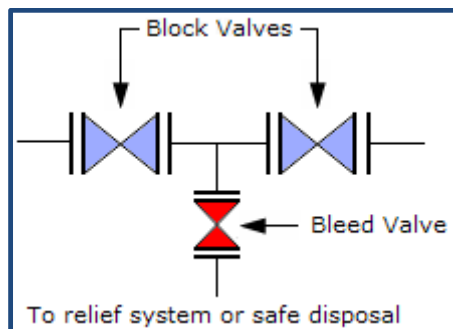
#### 4.23.6 Sammenligning med andre land

En sentral referanse her er det amerikanske regelverket «Emission Factor Documentation for AP-42, Section 7.1. Organic Liquid Storage Tanks». Dette er et sett med meget omfattende beregningsmodeller som dekker alle utslipp fra lagertanker for alle typer hydrokarbonvæsker. Beregningsmodellene er omfattende og komplekse og inkluderer en rekke faktorer som bl.a. væskens RVP (ikke noe problem for diesel), temperatur i tanken og i omgivelsene, hvordan forholdene er i tanken (statisk fyllingsgrad, lasting, lossing, etc.), pluss en rekke korreksjonsfaktorer.

## 4.24 Double Block and Bleed (DBB)-ventiler

### 4.24.1 Innledning

Det kan være behov for å isolere utstyrsenheter fra resten av prosessen pga. vedlikeholdsoperasjoner og reparasjoner. «Double block» er to avstengningsventiler som isolerer utstyret ved å stenge de to ventilene. Gassen i røret mellom de to ventilene bløses til luft eller til fakkel gjennom en ventilasjonsventil.



Figur 9 Eksempel på double block and bleed (Kilde:Wermac (fra internett))

Utslippsdata fra primerkartlegging har vist at utslippene fra denne kilden er svært små, og at det er relativt mye arbeid med å framskaffe nødvendig informasjon. Denne kilden var derfor ikke inkludert i sekundærkartleggingen.

### 4.24.2 Faktorer som påvirker utslippene

Utslipp er avhengig av avgassløsning, dimensjon av røret mellom de to ventilene, trykket og hvor ofte slike operasjoner skjer:

- **Avgassløsning:** Ved å lede avgassen til fakkel eller gjenvinning elimineres utslipp.
- **Trykket på røret:** Høyere trykk gir mer utslipp.
- **Dimensjon på rør:** Det blir mer utslipp fra større rør.
- **Frekvens av avblødning:** Utslipp er avhengig av hvor ofte slik operasjoner skjer.

### 4.24.3 Anbefalt kvantifiseringsmetode

Utslippene er små. Det foreslås at de fanges opp av en generell påslagsfaktor for små utslipp.

Konklusjon:  
**Generelt tillegg**  
Små utslipp

### 4.24.4 Fordeling av metan og NMVOC i utslippsgassen

Sammensetningen forventes derfor å avvike lite fra innretningens brenngass.

### 4.24.5 Estimerte utslippsmengder fra «Double block and bleed» (DBB)-ventiler

Underlag for vurdering og beregning av utslipp ble gitt for åtte innretninger under primærkartleggingen. Gass fra seks innretninger bløses til luft (for mindre ventiler), mens det for to innretninger ble opplyst at avgassen i alle slike operasjoner blir ført til fakkel. Det var seks innretninger som kvantifiserte utslippene. Disse varierte fra 0,008 tonn/år til 0,15 tonn/år med en gjennomsnitt på 0,04 tonn/år. På dette grunnlag ble utslippene skalert opp til alle sokkelinnretninger. Det er i beregningene antatt at avgassen fra alle operasjoner sendes til direkteutslipp. I praksis er ikke dette tilfelle. For større DDB-

ventiler sendes avgassen til fakkell eller gjenvinning. Det antas derfor at beregningene gir et konservativt estimat.

Tabell 41 Disponering av avgass fra DDB-ventiler og foreløpige utslippsestimater

Estimert utslipp av metan (tonn/år)	1,2	Skalert opp til 54 innretninger
Estimert utslipp av NMVOC (tonn/år)	1,1	Skalert opp til 54 innretninger

#### 4.24.6 Usikkerhet

Da beregningene er overslagsberegninger og antallet DDB-ventiler er stort, bør en regne med relativt stor usikkerhet i totaltallene. Imidlertid er overslagsberegningene gjort på konservative forutsetninger og anslag (se kapittel 4.24.5). Sannsynligheten anses derfor å være større for at anslagene er overestimert enn at de skal være underestimert.

#### 4.24.7 Sammenligning med andre land

En har ikke funnet at utslipp fra DDB-ventiler er dekket i andre sammenlignbare land.

### 4.25 Strippegass sjøvannsinjeksjon

Kartlegging viste at denne kilden var ikke akutelt for norsk sokkel. Basert på den informasjon som fremkom under kartleggingen er det ngen innretning på norsk sokkel som bruker HC-gass som strippegass for sjøvannsinjeksjon.

### 4.26 Utslipp fra målt fellesvent

Dette er ikke en utslippskilde, men et utslippspunkt. Det benyttes for kvantifisering i de tilfeller utslippsraten måles og det er vanskelig å kvantifisere bidragene fra de enkelte kildene.

Det er 6 innretninger som samler avgasser fra en rekke kilder i fellesvent der utslippsmengden måles. Utslippsgassene inneholder i flere tilfeller relativt betydelige mengder inertgass, hovedsakelig N<sub>2</sub> som trekkes fra. Ettersom inertgassmengden kan være vanskelig å bestemme er metoden beheftet med stor usikkerhet. Dette kompenseres ofte ved å bruke en konservativ subtraksjonsmetode. I den grad en har kunnet kvantifisere utslippene fra enkelte av bidragskildene er disse trukket fra og inkludert under de respektive utslippskilder.

Tabell 42 Disponering av avgass fra lagertanker for diesel og foreløpige utslippsestimater

Antall innretninger som bidrar med målt fellesvent	6
Beregnet/estimert utslipp av metan (tonn/år)	1 975
Beregnet/estimert utslipp av NMVOC (tonn/år)	1 350

Det er spesielt to innretninger som dominerer disse utslippene

## 5 Utslippsbestemmelse ved hjelp av målinger

For å kunne bestemme utslippsratene av metan og NMVOC i utslippsrør er det behov for to typer informasjon:

- Strømningsrater som gir informasjon om den totale strømningsmengden gjennom utslippsrøret.
- Sammensetning av strømningsmediet for å kunne bestemme andelen av metan og NMVOC

Dersom strømningsraten er konstant over tid, kan det være fordelaktig å benytte andre metoder til å bestemme strømningsraten enn måling. Der strømningsratene varierer over tid, er det vanskeligere å beregne seg fram til utslippsmengdene, og strømningsmåling kan være det beste alternativet.

Er sammensetningen av utslippsgassen konstant, bør det ikke være behov for å installere spesielle målere for denne. Sammensetningen kan enten beregnes eller fastsettes på annen måte. Dersom dette ikke er mulig, kan den bestemmes ved hjelp av prøvetaking og analyse av gasstrømmen. Dersom sammensetningen varierer over tid, kan mer avanserte målere være ønsket/påkrevet. In-line gasskromatograf vil være et instrument som vil kunne møte behovet, men kostnadene er høye og behovet kan kanskje møtes ved enklere målemetoder.

Kartleggingen viste at det på de fleste innretninger ikke var installert strømningsmålere på utslippsrørene for atmosfærisk vent. Men noen, og spesielt nyere innretninger hadde in-line strømningsmåler installert. Så langt en kunne sjekke var det gjennomgående ingen strømningsmålere installert på lokale ventrør. Innretninger med tetthetsmålere eller andre målere som kunne brukes til å approksimere sammensetningen av avgassen ble ikke identifisert under kartleggingen.

Det ble ikke kartlagt hvilke type strømningsmålere som er benyttet på de innretningene som har installert slike.

Forholdene i et atmosfærisk vent-rør er til en viss grad analoge til forholdene i fakkelerør:

- Lave til middels høye hastigheter
- Blanding av flere komponenter
- Variasjon i blandingsforholdet over tid

De viktigste forskjellene er:

- Mindre spenn i hastigheter (har ikke de høye hastighetene som kan forekomme i fakkelerør)
- Vesentlig mindre temperaturvariasjoner enn i fakkelerør
- Mindre rørdiameter enn i fakkelerør

Ultrasoniske målere har vist seg velegnet til bruk som fakkeltgassmålere og er installert på flere innretninger. Slike målere hevdes å ha en rekke egenskaper som gjør de egnet til slike applikasjoner:

- Store hastighetsspenn (kan måle nøyaktig over store spenn i strømningshastighet).
- Derav velegnet ved lave strømningshastigheter
- Ikke avhengig av kalibrering etter installasjon (i henhold til leverandør)
- Måler molar masse (måler egentlig hastigheter, men molar masse kan avledes)
- Kan separere spylerate fra ventrate (hevdes av en av leverandørene)
- Kan installeres uten å stenge ned driften (hot tap installation)
- Leveres med software som bl.a. kan skille metan fra NMVOC (og CO<sub>2</sub>) (hevdes av en leverandør)

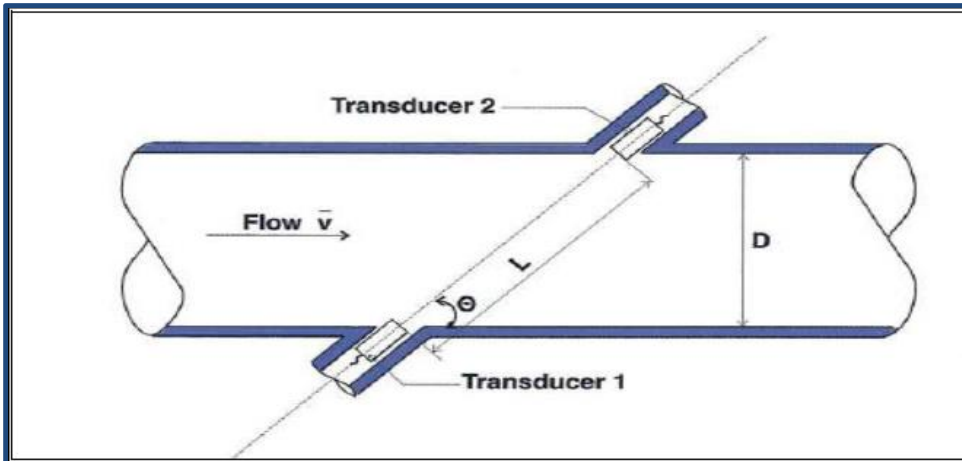
Av spesiell interesse er den potensielle muligheten til å kunne måle molar masse, noe som gjør det mulig å beregne fordeling av metan og NMVOC og trending over tid.

En prinsippsskisse av en ultrasonisk måler er vist i Figur 10.

Det er ikke undersøkt om noen av målerne som er installert i atmosfæriske fellesventer er av denne typen. I så fall anbefales operatørene å konsultere sine leverandører for å undersøke om og i hvilken grad det er mulig å benytte disse til å differensiere mellom metan og NMVOC.

Etterinstallasjon av nye in-line strømningsmålene vil, i de fleste tilfeller, innebære at produksjonen må stenges ned. Dette betyr i praksis at slikt installasjonsarbeid må skje under en revisjonsstans. Det er

imidlertid minst en leverandør av ultrasoniske målere som hevder at de kan installere måleren mens det er utslippsgass i røret (såkalt hot tap installation). Dette vil kunne gjøre det teknisk mulig å installere slikt utstyr uten å måtte vente til neste revisjonsstans.



Figur 10 Prinsippskisse av ultrasonisk strømningsmåler (kilde: Fluent)



Det har de siste årene kommet nye konsepter på markedet. Spesielt er utviklingen av ultrasoniske strømningsmålere interessant. Det er nå tilgjengelig på markedet ultrasoniske målere som monteres på utsiden av rørene, såkalte clamp-on målere. Et eksempel på en slik måler er vist i Figur 11.

En leverandør av slike hevder at er tilgjengelige i dimensjonsområdene:

- Målenøyaktighet:  $< \pm 3\%$  usikkerhet
- Indre diameter: 6 mm til over 2000 mm
- Strømningshastighet: 0,01 m/s til 35 m/s
- Temperatur:  $-40^{\circ}\text{C}$  til over  $100^{\circ}\text{C}$

Instrumentene kan leveres i eksplosjonssikker utførelse og med batteri (ikke over lange perioder) eller strømtilførsel.

Figur 11 Eksempel på "clamp-on" ultrasonisk gassmåler (kilde: Flexim Product Catalogue)

CMR (Christian Michelsen Research) opplyser at det i dag benyttes ultralydmålere både til fakkeltgassmåling og til måling av avgasser (VOC) fra skytteltankere ifm. offshore lasting av olje. Dette er imidlertid in-line flenstilkoblede målere (Ref: 14).

CMR mener at ultralydmålere har store potensialer De måler indirekte molar masse. Dette gir mulighet til å trekke ut informasjon om både volumstrøm og sammensetning dersom en kjenner trykk og temperatur. Dersom det er komponenter i utslippsgassen som ikke er HC-gass, f.eks.  $\text{N}_2$ , vann eller  $\text{CO}_2$ , kan fordelingen bli vanskeligere. Dette kan imidlertid forenkles dersom inertgassen har en stabil strømningshastighet (slik for eksempel  $\text{N}_2$  spylegass vil ha).

CMR kunne bekrefte at clamp-on målere kan flyttes fra et rør til et annet. Tilpassing til rørdiameter må foretas. Slik flytting vil ta noen tid for reinstallerings og tilpassing, og egner seg derfor ikke for målinger på flere rør samme dag. Clamp-on målere kan derimot brukes for målinger på ett rør over en periode på f.eks. en uke, og deretter flyttes til et annet rør for måling der over en lengre periode, f.eks. en uke.

En utfordring og et potensielt hinder for bruk av clamp-on målere på gassrør er det lave gasstrykket (ca. atmosfæretrykk). Dette kan vanskeliggjøre eller umuliggjøre bruk av denne teknologien, da det normalt kreves et visst trykk (les vekt) i gassen for at måleren skal fungere effektivt.



Et annet forhold ved ultrasoniske målere er at nøyaktigheten avtar ved avtakende rørdiameter. I henhold til leverandørene anbefales det at rørdiameteren er minst 3 tommer (Ref: 15). Dette kommer av at jo lengre lydbølgene går, dess mer nøyaktig blir tidsmålingene.

For mindre rørdimensjoner anbefaler noen leverandører termiske massemaalere. Disse vil også gjøre det mulig å tilbakeberegne sammensetningen (forhold metan/NMVOC) innenfor visse grenser. Slike målere må installeres i selve røret.

Basert på kontakt med leverandørindustrien, er det kun ultrasonisk måleteknologi som i dag er kommersielt tilgjengelig for montering utenpå rørsystemet.

Det anbefales å undersøke videre i hvilken grad ultrasoniske målere eller termiske massestrømsmålere vil kunne bidra til en tilfredsstillende god karakterisering av utslippsgassene. Dersom dette muliggjør fordeling av utslippsgassene mellom metan, NMVOC og andre relevante gasser, kan slike målere være en mulig metode for kvantifisering av metan og NMVOC i utslippsgasser uten å måtte bruke prøvetaking og analyse.

Hvorvidt «clamp-on» målere er anvendbare innenfor de trykknivåer en har i utsløpsrørene for direkte metan- og MNMVOC-utslipp bør også undersøkes nærmere.

## 6 Metoder for kvantifisering av utslipp

### 6.1 Trinnvis metodikk

Prosjektet har vist at det kreves en trinnvis metodikk for å kunne finne og kvantifisere utslippene fra en innretning.

**Trinn 1** Kartlegging av kilder( anleggsenheter og prosesser/delprosessen) på innretningen som kan gi utslipp.

Dette er analogt med det gamle systemet, der utslippsgivende kilder ble krysset av. Kun de prosesser/delprosesser som finnes på innretningen går videre til Trinn 2.

**Trinn 2** Kartlegging av om avgassen fra tilstedeværende kilder går til utslipp, gjenvinning eller fakkell. Dette er en viktig aktivitet. På de fleste innretninger går avgassen fra mange av kildene til gjenvinning eller fakkell.

Kun kilder som har avgass som går til utslipp går videre til Trinn 3.

**Trinn 3** Utslippskvantifisering.

Dersom innretningen har en atmosfærisk fellesvent som måles og der målingen danner grunnlaget for utslippsrapportering, bør det ikke være behov for å beregne avgassmengdene separat for de kildene som sender avgassen til fellesventen. For prosesser/delprosesser som leverer avgass til lokale venter må utslippene kvantifiseres separat.

Dersom innretningen ikke rapporterer målte utslipp fra fellesvent, må bidragene fra alle kildene med avgass til utslipp kvantifiseres separat.

### 6.2 Kvantifiseringsmetoder

Kartleggingen har vist at det for enkelte av prosessene og delprosessene er til dels svært vanskelig å beregne utslippene. Utslippene fra flere av disse går til en fellesvent sammen med utslippsgasser fra andre kilder. Måling i utslippsrøret kan være en løsning for innretninger som har dette problemet. Utfordringen er å finne riktig (tilstrekkelig riktig) sammensetning og fordeling mellom metan, NMVOC og diverse inerte gasser (N<sub>2</sub>, CO<sub>2</sub>, H<sub>2</sub>O, som sammen kan utgjøre betydelige andeler). Dersom løsninger kan finnes for dette problemet, kan kvantifisering på utslippspunktet (måling) være den beste løsningen for noen innretninger.

Dette kan innebære et delt system, der noe av utslippene måles på utslippsstedet, mens andre utslipp kvantifiseres etter prosess/delprosess (kilde).

Prosjektet har vist at kvantifisering av utslipp fra de enkelte prosesser og delprosesser må gjøres etter forskjellige metoder for at utslippsrapportene skal være representative for de mengder av metan og NMVOC som slippes ut.

Utslippsmengdene fra enkelte kilder foreslås kvantifisert ved hjelp av måling av gass inn på prosessen (der "gass ut" er lik "gass inn" eller en funksjon av "gass inn"), eller ved hjelp av annen pålitelig kvantifiseringsmetode. Dette gjelder følgende kilder:

- Strippegass (HC-gass)
- Flotasjonsgass (HC-gass)
- Spyle- og teppegass (HC-gass)
- Tetningsgass til sentrifugalkompressorer (HC-gass)

Måleutstyret som er tilgjengelig for slike målinger vil være av varierende kvalitet og møter normalt ikke kravene til fiskale målinger. Alternativene kvantifiseringsmetoder kan anvendes der det kan dokumenteres at dette gir riktigere resultat.

For noen prosesser/delprosesser anbefales det å bruke forenklede metoder, men som vil kunne gi overrapportering (med høy sannsynlighet).

Prosjektet har også vist at flere av de identifiserte prosessene/delprosessene kun medfører svært små utslipp. Prosesser/delprosesser som, basert på konservative eksempelberegninger, samlet medfører mindre enn 1 % av de totale utslippene foreslås dekket gjennom et generelt påslag på de akkumulerte utslippstallene.

For noen få prosesser har prosjektet konkludert med at det ikke foreligger tilstrekkelig informasjon til å foreslå en kvantifiseringsmetode. For disse prosessene foreslås det å videreføre arbeidet gjennom egne, målrettede prosjekter. Forslagene til disse er beskrevet i kapittel 9.

I utgangspunktet er det etterstrebet å komme fram til generiske metoder for kvantifisering av utslippene. Men for et fåtalls prosesser/delprosesser er dette funnet uhensiktsmessig. Dette gjelder

- Prosesser/delprosesser der de tekniske løsningene kan variere så mye at det blir meningsløst å bruke generiske metoder.
- Prosesser/delprosesser som kun forekommer på en, kanskje et par innretninger.

Dessuten anbefales det at det bør være åpning for at en operatør kan velge en annen metode, for eksempel en innretningsspesifikk metode, dersom han kan dokumentere at den gir riktigere utslippstall.

For noen av prosessene/delprosessene foreslås det også to eller flere metoder, der operatør kan velge. Typisk vil en kunne velge mellom en enkel, men konservativ metode og en mer krevende metode, men som vil gi riktigere (og i mange tilfeller lavere) utslippstall.

## 6.2.1 Samlet oversikt over anbefalte kvantifiseringsmetoder

Tabell 43 er vist forslagene til kvantifiseringsmetode, generisk eller innretningsspesifikk. Hvilke prosesser/delprosesser som anbefales inkludert i et generelt fast tillegg er også tatt med.

Tabell 43 Oversikt over anbefalte kvantifiseringsmetoder

Prosess/delprosess	Anbefalt kvantifiseringsmetode	Kommentar	Henvisning
TEG avgassingstank	Innretningsspesifikk	Spesialdesignet og verifisert beregningssystem (eksempel GRI-GLYCalc).	Kap. 4.1.2.3
TEG regenerator	Generell metode	Analyse av TEG-løsning, alternativt beregningsprogrammet GRI-GLYCalc	Kap. 4.1.3.3
Strippegass TEG regenerering	Generell metode	Basert på strømningsrate av strippegass	Kap. 4.1.4.2
Produsertvannhåndtering avgassingstank	Generell metode	Basert på trykkreduksjon og produsertvannmengde	Kap. 4.2.4
Produsertvannhåndtering flotasjonstank/CFU	Generell metode	Basert på trykkreduksjon og produsertvannmengde	Kap. 4.2.4
Produsertvannhåndtering - flotasjonsgass	Generell metode	Basert på HC-flotasjonsgassmengde	Kap. 4.2.4
Produsertvannhåndtering utslippscisson	Generell metode	Basert på oppstrøms trykk og utslippsmengde av produsertvann	Kap. 4.2.4
Lavtrykks væskeutskiller	Generelt tillegg	Se henvisning	Kap. 5.3
Kompressor tetningsolje – avgassingspotter/tanker	Innretningsspesifikk	Etableres av hver operatør	Kap. 4.4.5
Kompressor tetningsolje – holdingtank	Innretningsspesifikk	Etableres av hver operatør	Kap. 4.4.5
Kompressor tetningsolje – lagertank	Innretningsspesifikk	Etableres av hver operatør	Kap. 4.4.5
Tørre tetninger - primærtetning	Generell metode	Måling av tetningsgass/leverandørdata	Kap. 4.5.6
Tørre tetninger – HC som sekundærtetning	Generell metode	Måling av tetningsgass/leverandørdata	Kap. 4.5.6
Tørre tetninger – Nitrogen som sekundærtetning	Generell metode	Måling av tetningsgass/leverandørdata	Kap. 4.5.6

Kaldventilering og diffuse utslipp fra petroleumsvirksomheten offshore  
Delrapport 2 - Utslippsmengder og kvantifiseringsmetodikk

Prosess/delprosess	Anbefalt kvantifiseringsmetode	Kommentar	Henvisning
Stempelkompressor - separator-kammer	Innretningsspesifikk	Simuleringer, leverandørdata eller tilsvarende	Kap. 4.6.2
Stempelkompressor - veivakselhus	Innretningsspesifikk	Simuleringer, leverandørdata eller tilsvarende	Kap. 4.6.2
Skruekompressor	Generelt tillegg		Kap. 4.7.2
Gassfriing av prosessutstyr	Generell metode	Utslipp er lik volum av anlegg	Kap. 4.8.2
Spyle- og teppegass	Generell metode	Måling /fastsettelse av spylegassrate	Kap. 4.9.2
Instrumenter og instrumentmanifolder	Generelt tillegg		Kap. 4.10.2
Fakkell -Slukket fakkell og tenning av fakkell	Generell metode	Registrere fakkellgassrate og tid før fakkell tenner	Kap. 4.11.1.2
Fakkell -Ikke brennbar fakkellgass	Innretningsspesifikk	Etableres av hver operatør	Kap. 4.11.2.2
Fakkell -Inertgassspylt fakkell	Generell metode	Fakkellgassmåling	Kap. 4.11.3.2
Store gasslekkasjer	Generell metode	Beholde dagens metodikk	Kap. 4.12.1.2
Små gasslekkasjer	Generell metode	OGI "leak / no leak"-metoden	Kap. 4.12.2.4
Kaldvent som måles	Generell metode	Måler (m/fratrekk for inertgass)	Kap. 4.27
Avbløding av gass fra produksjonsstigerør	Generelt tillegg		Kap. 4.13
Boring	Generell metode	Beholde dagens metodikk, men bruke brønnbane istedenfor brønn	Kap. 4.14.2
Gassturbiner	Generelt tillegg		Kap. 4.15.2
MEG regenerering Avgassingstank	Generell metode	Anerkjente beregningsprogrammer (GRI-GLYCalc, MultiproScale, el.)	Kap. 4.15.9
MEG regenerering-Regenerator (koker)	Generell metode	Anerkjente beregningsprogrammer (GRI-GLYCalc, MultiproScale, el.)	Kap. 4.15.9
MEG-regenerering Strippegass	Generell metode	Strømningsrate av strippegass	Kap. 4.15.9
Amin regenerering. Avgassingstank	Innretningsspesifikk	Skal etableres av hver operatør	Kap.4.16.2
Amin regenerering. Regenerator	Innretningsspesifikk	Skal etableres av hver operatør	Kap.4.16.2
Gassanalytatorer og prøvestasjoner	Generell metode	Måle sidestrøm. Kun dersom strømning er kontinuerlig	Kap. 4.17.3
Turret på FPSO'er	Generell metode:	Behandles som små gasslekkasjer	Kap. 4.18
Piggsluser	Generelt tillegg		Kap. 4.19.2
Korrosjonskuponstasjoner	Generelt tillegg		Kap. 4.20.3
Fleksible stigerør	Generelt tillegg		Kap. 4.21.2
FPSO lagertanker - tankinspeksjon	Generell metode	Utslipp er lik volum av tank	Kap. 4.22.1.3
FPSO lagertanker - unormal driftssituasjon	Innretningsspesifikk		Kap. 4.22.2.2
Oljetanker (diesel, smøreolje, etc.)	Generelt tillegg		Kap. 4.23.2
DBB-ventiler	Generelt tillegg		Kap. 4.24.3

## 7 Samlet utslippsoversikt

### 7.1 Utslippsdata

Det er gjort et forsøk på å estimere utslippene basert på den informasjon som ble hentet inn under kartleggingen. Dette innebærer at utslippsberegningene, med en del unntak, ikke er beregnet i henhold til de kvantifiseringsmetoder som er anbefalt i kapittel 6. Dette kommer av at aktivitetsdata, analysedata og fordelingen mellom metan og NMVOC, etc. som kreves for å bruke de foreslåtte metodene ikke har vært tilgjengelig, bl.a. fordi det vil ta tid for å få dette implementert hos operatørselskapene.

Utslippsestimatene er derfor etablert på grunnlag av best tilgjengelig informasjon, der de foreslåtte metodene er brukt eller approksimert etter beste evne. Det er beskrevet i kapittel 4 hvordan utslippene fra de forskjellige kildene er estimert. I den grad det er mulig har en prøvd å legge konservative antakelser til grunn for beregningene. Utslippstallene er delvis beregnet av operatørene for de enkelte innretningene og delvis beregnet/estimert av add novatech på grunnlag av underlagsinformasjon fremskaffet av operatørselskapene.

En samlet oversikt over de største bidragsyterne er gitt i Tabell 44, vist pr. hovedkilde. Fordi det er relativt stor usikkerhet til utslippstallene er de avrundet til nærmeste 50 tonn. Tallene i Tabell 44 er å anse som foreløpige estimater.

Utslippsdataene som er presentert i denne rapporten reflekterer status i 2014.

Tabell 44 Samlet foreløpig utslippsoversikt pr hovedkilde

Hovedkilde:	Metan	NMVOC	VOC	% av total
Tørre kompressortetninger	2 500	1 100	3 600	18 %
Fellesvent (som måles)	1 950	1 350	3 300	17 %
Produsertvannhåndtering	2 300	600	2 900	15 %
HC spyle og teppegass	1 100	1 300	2 400	12 %
Gasslekkasjer	1 250	950	2 200	11 %
Gassfakling	1 500	600	2 100	11 %
Glykol regenerering	550	1 000	1 550	8 %
Kompressor tetningsolje	900	300	1 200	6 %
Andre kilder	300	250	550	3 %
<b>Total</b>	<b>12 350</b>	<b>7 450</b>	<b>19 800</b>	<b>100 %</b>

Utslippene i Tabell 44 er basert på at smålekkasjer er beregnet etter CAPP-metoden (se kapittel 4.12.2). Som vist i kapittel 4.12.2 vil totalutslippene bli vesentlig høyere dersom smålekkasjer beregnes etter NS-EN 15446:2008. Oversikten blir da som vist i Tabell 45.

Tabell 45 Samlet foreløpig utslippsoversikt pr hovedkilde. Diffuse utslipp beregnet etter NS 15446.

Hovedkilde:	Metan	NMVOC	VOC	% av total
Tørre kompressortetninger	2 500	1 100	3 600	12 %
Fellesvent (som måles)	1 950	1 350	3 300	11 %
Produsertvannhåndtering	2 300	600	2 900	10 %
HC spyle og teppegass	1 100	1 300	2 400	8 %
<b>Gasslekkasjer</b>	<b>7 100</b>	<b>5 400</b>	<b>12 500</b>	<b>41 %</b>
Gassfakling	1 500	600	2 100	7 %
Glykol regenerering	550	1 000	1 550	5 %
Kompressor tetningsolje	900	300	1 200	4 %
Andre kilder	300	250	550	2 %
<b>Total</b>	<b>18 200</b>	<b>11 900</b>	<b>30 100</b>	<b>100 %</b>

Bidragene fra de andre kildene er mer beskjedent. En oversikt er vist Tabell 46.

Tabell 46 Utslipp fra mindre kilder

Utslippskilde	Metan	NMVOC	VOC	% av total
Amin regenerering	95	40	135	0,68 %
Utslipp fra gassanalyser og prøvetaking	71	54	125	0,63 %
Utslipp fra boring	57	57	114	0,57 %
Gassfriing av råoljetanker på FPSO'er	71	55	126	0,64 %
Gassfriing av prosesssystemer	18	16	33	0,17 %
Utslipp fra DDB-ventiler (double block and bleed)	1,2	1,1	2,3	0,01 %
Utslipp fra lavtrykks værsketkillere	2,6	1,8	4,4	0,02 %
Gassdiffusjon gjennom fleksible stigerør	2,3	1,8	4,0	0,02 %
Tanker for diesel olje, smørølje og hydraulikkolje	-	3,5	3,5	0,02 %
Utslipp fra piggluser	3,6	2,3	6,0	0,03 %
Utslipp fra gassturbiner	0,5	0,5	1,1	0,01 %
Spyling og trykkavlastning av instrumenter og instrumentmanifolder	0,05	0,04	0,09	0,00 %
Utslipp ifm. trekking av korrosjonskupper	0,01	0,0	0,02	0,00 %
Avbløding av gass fra produksjonsstigerør	0,00	0,00	0,00	0,00 %
<b>Subtotal</b>	<b>322</b>	<b>232</b>	<b>554</b>	<b>2,81 %</b>

De kildene som er markert med oransje rader representerer de utslippskildene som det foreslås å dekke ved hjelp av et generelt tillegg. Til sammen står disse kildene for ca. 0,1 % av utslippene. Det foreslås å benytte en påslagsfaktor på 1% til dekning av disse småutslippene.

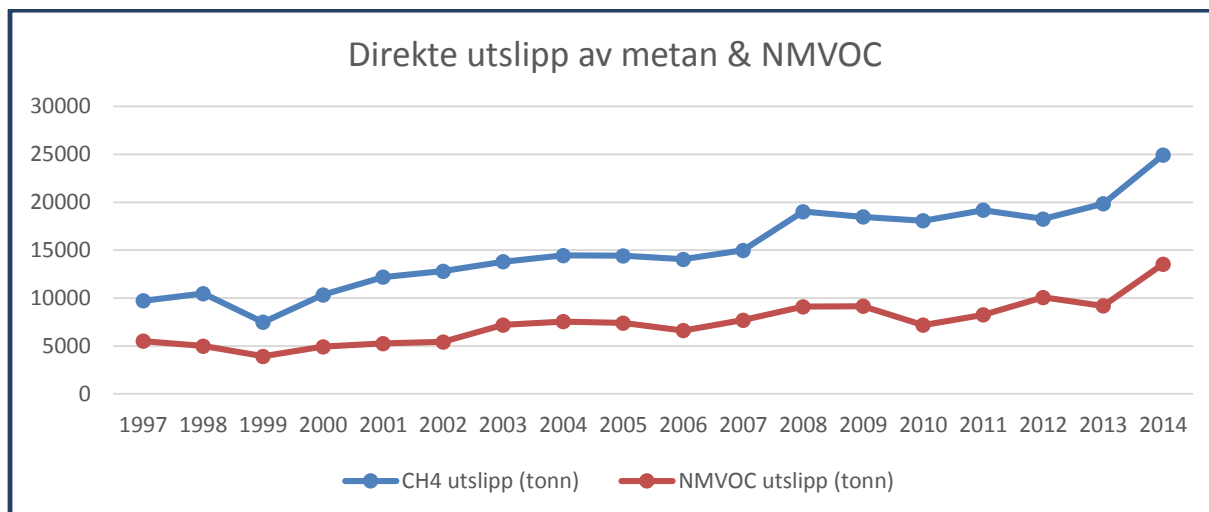
Utslippene fra tetningsoljesystemene på kompressorer kan være noe mangelfulle. Operatørselskapene skal i perioden fram til 1 mai, 2016 arbeide videre med dette og forhåpentligvis komme opp med bedre utslippstall for denne kilden.

Ellers er diffuse utslipp og smålekkasjer den enkeltkilden som i særklasse er beheftet med størst usikkerhet. Det forventes at bedre utslippstall vil komme når operatørene tar i bruk den anbefalte kvantifiseringsmetoden, OGI "leak/no leak", sannsynligvis fra 1 januar 2017.

## 7.2 Sammenligning med utslipp beregnet etter dagens beregningsmetoder

Som tidligere nevnt er direkteutslipp av metan og NMVOC fra sokkelinnretningene fram til nå blitt kvantifisert etter metoder som både er sjablonaktige, mangelfulle og som i noen grad er basert på uriktige korrelasjoner.

Figur 12 viser utslippene over tid slik de er rapportert i henhold til gammel rapporteringsmetode (se delrapport 1 (Ref: 1)).



Figur 12 Innrapporterte direkteutslipp av metan og NMVOC fra sokkelinnretninger, 1997 - 2014

For 2014 er de innrapporterte utslippstall for 2014sammenlignet med de utslippsestimatene som er presentert i denne rapporten:

Tabell 47 Utslipp 2014 Rapporterte utslipp sammenlignet med nye estimater.

Beregningsmetode	Metan [tonn]	NMVOC [tonn]
Rapporterte utslipp (gammel metode)	24 922	13 553
Nytt estimat (NS-EN 15446)	18 200	11 900
Nytt estimat (CAPP)	12 350	7 450

## 8 Sammenligning med andre land

Utslippskilder og kvantifiseringsmetoder som benyttes på norsk sokkel er blitt vurdert og sammenlignet med noen andre land (er blitt vurdert og sammenlignet med status i Norge). Sammenligningen gjelder primært land som har olje- og gassutvinning på kontinentalsokkelen. Rapporteringskrav og beregningsmetoder er undersøkt for følgende land:

USA, Canada, Australia, UK, Danmark og Nederland.

### 8.1 USA

Rapporteringskravene, utslippskildene og beregningsmetodene som er definert for anlegg på land og offshoreinnretninger, er forskjellige. (Det er forskjellige rapporteringskrav, utslippskilder og beregningsmetoder definert for onshoreanlegg og offshoreinnretninger). Hvert år må operatører av olje- og gassproduksjonsinnretninger rapportere klimagass(GHG)utslippene til EPA. Rapporteringskrav og veiledninger som gjelder for sokkelen er forskjellig fra de som gjelder for landanleggene. Innretningene på sokkelen er pliktige til å følge BOEM (Bureau of Ocean Energy Management) sine rapporteringsregler, mens landanleggene må følge EPA-veiledninger (Federal Regulation 98 Part W).

Utslipp rapporteres til EPA med e-GGRT (Electronic Greenhouse Gas Reporting Tool) under GHGRP (Greenhouse Gas Reporting Program).

#### 8.1.1 Innretninger på sokkelen

Fra og med 2014 har alle sokkelinnretninger i USA plikt til å rapportere utslipp av metan (og NMVOC), uavhengig av utslippsmengder. BOEM har utviklet en programvare som kalles GOADS (Gulfwide Offshore Activity Data System) der operatørene må rapportere predefinerte månedlige aktivitetsdata for utvalgte utslippskilder for basisåret (rapporteringsåret) til Gulfwide Emission Inventory, (Ref: 20). Programmet genererer en PDF-rapport som operatørene sender elektronisk via e-post til BOEM. BOEM beregner selv utslippene av CH<sub>4</sub> og VOC basert på innrapporterte aktivitetsdata. Utslippene estimeres ved hjelp av en Oracle DBMS (Database management system).

Offshore-innretninger rapporterer aktivitetsdata til BOEM hvert tredje år. EPA sitt krav er at utslipp i BOEM - Gulfwide Emission Inventory skal brukes i rapportering til EPA og utslippstallene skal justeres for driftstimer for rapporteringsåret (hvis GOAD rapporten ikke var publisert dette året). Hvis BOEM rapporten blir forsinket (ikke produsert etter tredje år), må operatørene beregne nye utslippsdata selv, basert på BOEMs retningslinjer.

*Utslippskilder og tilsvarende aktivitetsdata som rapporteres til BOEM er gitt  
Tabell 48*

*Tabell 48 Diffuse utslipp og tilsvarende aktivitetsdata som rapporteres fra offshore olje og gass produksjonsinnretninger i USA, ref. BEOM GOADS-2014 Guidelines.*

Equipment Type	Monthly activity data to be reported
Amine units	Hours operated Processed throughput
Drilling operations	Hours operated Total diesel fuel usage Total gasoline fuel usage Total natural gas fuel usage
Fugitives	Stream type VOC weight percent Component inventory



Equipment Type	Monthly activity data to be reported
Glycol dehydrators	Hours operated Processed throughput
Loading operations	Volume loaded Bulk Liquid Temperature
Losses from flashing	Operating pressure upstream of vessel Operating temperature upstream of vessel Operating pressure of vessel Operating temperature of vessel Oil/condensate throughput SCF of flash/barrel
Mud degassing	Days pr. month drilling with mud
Natural gas engines	Hours operated Total fuel used
Pneumatic pumps	Hours operated Fuel usage rate
Pressure/level controllers	Hours operated Fuel usage rate
Storage tanks	Average liquid height Bulk liquid temperature API gravity Reid vapor pressure Product throughput Average mole weight of VOC Average % by weight of VOC
Cold vents	Vent gas VOC concentration Hours operated including upsets Volume vented including upsets Vent gas H <sub>2</sub> S concentration Average mole weight of VOC

En kort beskrivelse av metoder som brukes for å kvantifisere CH<sub>4</sub>- og NMVOC-utslipp fra disse kildene er presentert i følgende underkapitler.

#### 8.1.1.1 Amin-regenerering

Metan og NMVOC-utslipp fra amin-regenerering estimeres ved hjelp av simuleringsprogrammet AMINECalc som er utgitt av American Petroleum Institute (API 1999).

#### 8.1.1.2 Glykol-regenerering

Utslipp fra denne kilden er avhengig av mengde tørket gass. Det er derfor utviklet utslippsfaktorer som er korrelert med gassmengden. Utslipp av metan og andre hydrokarbonkomponenter beregnes ved hjelp av utslippsfaktorer som er etablert av simuleringsprogrammet GRI-GLYCalc for forskjellige gass-sammensetninger og trykk og temperatur kombinasjoner, både for glykolkoker og avgassingstank.

#### 8.1.1.3 Diffuse utslipp (lekkasjer)

Diffuse utslipp av metan og NMVOC beregnes etter følgende ligning, basert på EPA-protokollen (Ref: 11):

$$E_i = e_{comp,stream} \times N_{comp} \times time \times C_i$$

$E_i$  = Utslippsmengde av gass  $i$  ( $i = CH_4, nmVOC$ )

$e_{comp,stream}$  = Utslippsfaktor for unik komponent  $i$  i prosesstrømmen

$N_{comp}$  = Antall komponenter

$C_i$  = Concentration av gass  $i$

Tabell 49 THC diffuse utslippsfaktorer som blir brukt i beregningene, (lb/komponent/dag), EIIIP 1999

Service → Komponent↓	Gas	Natural gas liquids	Heavy oil (API<20)	Light oil (API>=20)	Water/oil	Oil/water/gas
Connector	0,011	0,011	0,0004	0,011	0,0058	0,011
Flange	0,021	0,0058	0,000021	0,0058	0,00015	0,021
Open-end	0,11	0,074	0,074	0,074	0,013	0,11
Other	0,47	0,4	0,0017	0,4	0,74	0,74
Pump	0,13	0,69	0,69	0,69	0,0013	0,13
Valve	0,24	0,13	0,00044	0,13	0,0052	0,24

Kompressortetninger er inkludert under «Other». Veiledningene har forslag for antall komponenter (pr. type prosessanlegg) og VOC gasskomposisjon dersom disse data ikke kan fremskaffes av innretningenes operatør.

#### 8.1.1.4 Mud avgassing

Det brukes utslippsfaktorer fra en rapport utarbeidet av EPA i 1997 (*Atmospheric Emissions from Offshore Oil and Gas Development and Production*.) Faktorene skiller mellom mud typer, og er basert på antall dager boringen skjer. I 1977 EPA-rapporten antas det at 83,85% av avgassen er metan og resten er nmVOC.

Tabell 50 Utslippsfaktorer for mud avgassing

Mud type	Utslippsfaktor (kg THC/dag)
Vannbasert mud	405
Oljebasert mud	91
Syntetisk mud	91

Veiledningen sier ikke noe om hvordan dager defineres (er det aktiv boring, aktiv boring i hydrokarbonholdig lag, etc. ?).

#### 8.1.1.5 Utslipp fra avgassing

Direkteutslipp av avgass som resultat av trykkavlastering (flash gas in US) blir beregnet. «Flash gas» kommer fra separatorene, varme behandlere, «surge tanks», akkumulatorene og atmosfæriske lagertanker med fast tak. Vasquez-Beggs «correlation equations» brukes for å estimere volum av gass som dampes av pr. produsert volum av olje i tankene.

#### 8.1.1.6 Direkte vent

Det er i USA krav å rapportere volum av gass som kaldventileres gjennom fellesutslipp. Dersom noen av bidragsyterne til fellesventen beregnes og rapporteres separat, skal dette volumet trekkes fra målte volumer gjennom fellesvent.

Dersom en offshore innretning prosesserer mer enn 2000 barrels olje pr dag, stiller føderalt lovverk krav til måling av utstrømmet mengde gjennom vent innenfor +/-5 % usikkerhet (Ref: 24).

#### 8.1.1.7 Mindre kilder

Tabell 51 presenterer utslipp pr. innretning som brukes.

Tabell 51 Utslippsfaktorer for metan og NMVOC fra mindre kilder, (tonn/år)

Mindre kilder	VOC	CH <sub>4</sub>
Caisson	0,141	0,426
Other	7,034	2,536

### 8.1.1.8 Pneumatiske pumper og trykk/nivå kontrollere

I USA er det ikke uvanlig å bruke høytrykks naturgass for pneumatisk drift av pumper. Trykksatt naturgass brukes også i pneumatiske kontrollsystemer (tilsvarende som trykkluft var vanlig i Norge tidligere). Dette har vi ikke på norsk sokkel.

## 8.1.2 Olje- og gassproduksjonsanlegg på land

Olje- og gass produksjonsanlegg på land må rapportere klimagassutslipp dersom utslipp fra spesifiserte utslippskilder er 25 000 tonn CO<sub>2</sub>-ekvivalenter eller mer pr. år. Klimagassutslippene inkluderer CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> og N<sub>2</sub>O. Kildene omfatter generelt sett forbrenningsenheter, inklusive fakkell, diffuse utslipp og vent.

CH<sub>4</sub> utslipp rapporteres fra følgende kilder

- Natural gas pneumatic device venting.
- Natural gas driven pneumatic pump venting.
- Well venting for liquids unloading.
- Gas well venting during well completions without hydraulic fracturing.
- Gas well venting during well completions with hydraulic fracturing.
- Gas well venting during well workovers without hydraulic fracturing.
- Gas well venting during well workovers with hydraulic fracturing.
- Storage tanks vented emissions from produced hydrocarbons.
- Reciprocating compressor rod packing venting.
- Well testing venting and flaring.
- Associated gas venting and flaring from produced hydrocarbons.
- Dehydrator vents.
- Centrifugal compressor venting.
- Equipment leaks from valves, connectors, open ended lines, pressure relief valves, pumps, flanges, and other equipment leak sources (such as instruments, loading arms, stuffing boxes, compressor seals, dump lever arms, and breather caps).

## 8.2 Canada

Produksjonsanlegg for olje og gass må rapportere klimagassutslipp dersom utslipp fra spesifiserte utslippskilder er 50 000 tonn CO<sub>2</sub>-ekvivalenter eller mer pr. år. Klimagassutslippene inkluderer CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> og N<sub>2</sub>O. Kildene inkluderer forbrenningsenheter, inklusive fakkell, diffuse utslipp og vent.

Environment Canada har i 2014 laget en stor og detaljert veileder som inkluderer utslippsberegningmetoder og utslippsfaktorer for olje- og gassindustrien. Veilederen ligner den amerikanske veilederen.

I 2007 har Canadian Association of Petroleum Producers (CAPP) etablert «best management practise», *Best Management Practice for Fugitive Emissions Management* (Ref: 25) for håndtering av utslipp fra lekkasjer. Før 2007 var det ingen krav til å gjennomføre formelle lekkasjeprogrammer. Det har vært en god del forbedringer knyttet til lekkasjer etter at dette programmet ble implementert. CAPP publiserte rapporten «*Update of Fugitive Equipment Leak Emission Factors*» i 2014 (Ref: 21) som viser forbedringer som er oppnådd etter 2007. Dokumentet inkluderer også antall komponenter og utslippsfaktorer fra lekkasjer fra kompressortetninger, konnektorer, flenser, ventiler, pumpe- og ventetninger, «open-ended lines» og kontrollere for olje- og gass-strømmer.

## 8.3 Australia

Produksjonsanlegg for olje og gass i Australia må rapportere klimagassutslipp dersom utslipp fra spesifiserte utslippskilder er 25 000 tonn CO<sub>2</sub>-ekvivalenter eller mer pr. år eller dersom energiproduksjonen eller forbruket er 100 TJ eller mer pr. år. Klimagassutslippene må også rapporteres dersom selskapet totalt sett (fra alle opererte innretninger) slipper ut 50 000 tonn CO<sub>2</sub>-ekvivalenter eller mer pr. år eller dersom energiproduksjonen eller forbruket er 200 TJ eller mer pr. år.

Klimagassutslippene inkluderer CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> og N<sub>2</sub>O. Kildene inkluderer forbrenningsenheter, inklusive fakkell, diffuse utslipp og vent.

Utslippene rapporteres til Australian Government – Department of the Environment under NGER (National Greenhouse Emissions Reporting). *NGER Technical Guidelines* beskriver beregningsmetodikk som skal brukes for å kvantifisere utslipp. Dokumentet refererer til metoder beskrevet i *American Petroleum Institute's Compendium of Greenhouse Gas Emissions Estimation Methodologies for the Oil and Natural Gas Industry (aug 2009)* (Ref: 18).

## 8.4 UK

Metan- og NMVOC-utslipp rapporteres årlig til EEMS (Environmental Emissions Monitoring System). EEMS er et elektronisk rapporteringssystem der miljødata fra den britiske offshore olje- og gassindustrien blir registrert. The Department of Energy and Climate Change (DECC), som er den viktigste regulerende myndighet for offshore olje- og gassindustrien, har det endelige ansvaret for EEMS. Oil & Gas UK har sponset EEMS siden 1992 på vegne av sine medlemsbedrifter. Oil & Gas UK er bransjeorganisasjonen for den britiske offshore olje- og gassindustrien.

Metan og NMVOC utslipp fra direkte utslippskilder (non-combustion sources) skal rapporteres under to kategorier:

- Venting av gass
- Diffuse utslipp

### 8.4.1 Venting av gass

Utslipp kan rapporteres enten som «gross» eller kan brytes ned til tre sub-kategorier som drift, vedlikehold og utilsiktede utslipp. Metoden brukt i dag er veldig grov. Det brukes generiske utslippsfaktorer for metan og NMVOC utslipp (*EEMS- Atmospheric emission calculations*)

### 8.4.2 Diffuse utslipp

Utslipp fra følgende komponenter skal rapporteres

- Flensforbindelser (Connectors)
- Ventiler
- «Open ended pipes»
- Pumper
- Andre

Tabell 52 viser de generiske utslippsfaktorene som brukes i britisk offshore olje- og gassindustri for diffuse utslipp (lekkasjer). Utslippsfaktorene justeres med en faktor på 1,3 for installasjoner bygd mellom 1980-1988 og med 1,5 for de som var bygd før 1980.

Tabell 52 Utslippsfaktorer lekkasjer, UK

Komponent	Utslippsfaktor kg/år/komponent
Flensforbindelser	0,946
Ventiler	4,52
«Open-ended»	8,94
Pumper	1,72
Andre	60,9

## 8.5 Danmark

Informasjon om det danske regelverket er vanskelig tilgjengelig. Danske myndigheter har ikke gitt tilbakemelding om rapporteringskravene og beregningsmetoder brukt i Danmark. Informasjon på nett er svært begrenset.

## **8.6 Nederland**

Utslippsberegningsveiledningen «Methode voor de berekening van broeikasgasemissies- Method for calculating GHG emissions» (Ref: 26) var sist publisert i 1997. Det har ikke vært stor fokus på utslipp fra vent og diffuse kilder. Veiledningen er under oppdatering.

## 9    **Anbefalinger om videre kartlegging**

Prosjektet har vist at det for noen prosesser har vært vanskelig å etablere konkrete forslag til kvantifiseringsmetodikk på grunn av at det ikke har vært tilstrekkelig informasjon og kunnskap tilgjengelig, og fordi tidsrammen av prosjektet har vært for knapp. Det foreslås derfor at dette arbeidet videreføres i form av konkrete delprosjekter. Dette gjelder utelukkende prosesser/kilder som har et betydelig utslippspotensial.

### **1. Tetningsoljesystemer for sentrifugalkompressorer**

Gjennom kartleggingen i prosjektet har det ikke fremkommet hverken informasjon og kompetanse som har gjort det mulig å komme opp med en representativ kvantifiseringsmetode.

Operatørselskapene har en pågående aktivitet som tar sikte på å få etablert en bedre utslippsoversikt og bedre innretningspesifikke kvantifiseringsmetoder innen 1 mai 2016.

### **2. Spyle- og teppegass**

Primærkartleggingen viste at operatørselskapene, med noen få unntak, hadde liten oversikt over spylegass-systemene, både forbruk, forbrukere og utslipp.

For å forenkle arbeidet med å få oversikt over systemene som finnes, foreslås det at operatørene for hver innretning lager et lite, enkelt skjema over brenngass teppegass-systemet som viser:

- forbrukere av brenngass til spyle- og teppegass.
- forbruk av brenngass til spyle- og teppegass til de enkelte bruker med oversikt over hvordan forbruket måles / kvantifiseres.
- disponering av avgass fra hver bruker (gjenvinning/fakling/atmosfærisk vent).

## 10 Oppsummering og konklusjoner

Forslag til fremtidige metoder for kvantifisering av metan og NMVOC er presentert og nye utslippsestimater er utarbeidet. En større variasjon i kvantifiseringsmetodene enn det som har vært benyttet opp til nå er foreslått for at de beregnede utslippene av metan og NMVOC i bedre grad skal reflektere de reelle utslippene. For de fleste prosessene er det foreslått generiske metoder, men for noen prosesser er det anbefalt å bruke innretningsspesifikke metoder. Dette gjelder spesielt prosesser som har flere tekniske løsningsalternativer og slike som anvendes bare på én eller et par innretninger.

For noen prosesser/delprosesser/utslippskilder er det foreslått å benytte faktormetoden, med bruk av utslippsstyrende parameter(e) som aktivitetsfaktor. Ellers er metodevariasjonen stor:

- Måling/prøvetaking
- Prosess-simuleringer/bruk av spesialprogrammer
- Utnytte registrerte måledata
- Registrering av hendelser (for ikke-kontinuerlige utslipp)
- Leverandørdata

For noen delprosesser er det konkludert med at mer kunnskap må samles inn før det kan utarbeides forslag til ny kvantifiseringsmetode.

Kartleggingen viste at utslippene fra flere av de identifiserte prosesser/delprosesser er så små at de i praksis ikke har noen betydning for de totale utslippene. Det foreslås derfor at det ikke lages separate utslippsberegninger for 9 av de identifiserte prosesser/delprosesser (som til sammen representerer ca. 1 ‰ (1 promille) av de totale utslippene), og at dette kompenseres for ved at det legges på et lite fast prosentueilt tillegg på toppen av de beregnede utslipp.

Utslippene fra sektoren er forsøkt beregnet/estimert på nytt. Dette er delvis gjort med referanse til de foreslåtte nye kvantifiseringsmetoder, men ikke fullt ut ettersom nødvendige referansedata ikke forelå. I slike tilfeller er det benyttet andre og mer usikre beregningsmetoder. For noen få delprosesser har det ikke foreligget informasjon som har gjort det mulig å estimere utslippene. Dette skyldes delvis at dette er utslipp som tidligere ikke har hatt fokus og derav manglende informasjon og kunnskap og delvis at historiske data som kreves for å beregne utslipp ikke er blitt registrert.

Usikkerheten i de presenterte utslippeestimatene er betydelig, men i motsetning til tidligere utslippsoversikter er de etablert etter mer konsistente metoder og gir riktigere utslippsdata. De foreslåtte nye estimeringsmetodene vil i fremtiden kunne sikre enda bedre konsistens og enda riktigere utslippsoversikter enn det som vises i denne rapporten. Naturen til direkte metan- og NMVOC-utslipp tilsier imidlertid at det også etter de nye foreslåtte metodene må aksepteres en betydelig usikkerhet. Underlaget som er gjennomgått for andre land, viser at dette er et generelt problem. Gjennomføres de foreslåtte beregningsmetodene, vil dette sikre at kvaliteten på utslippsrapportene for direkte utslipp fra sokkelinnretningene vil bli minst like god eller bedre enn i de fleste land en har sammenlignet med.

En har likevel utarbeidet en oversikt over utslippene, referert til 2014. Disse viser at utslippene av både metan og NMVOC, med rimelig høy sannsynlighet og til dels med god margin, er lavere enn det som er innrapportert etter de «gamle» metodene.

Usikkerheten i utslippsestimatene og det som kan forventes ved de foreslåtte nye kvantifiseringsmetodene er vurdert på kvalitativt grunnlag. Grunnet manglende tilgang på data har det ikke vært mulig å foreta kvantitative beregninger. Usikkerheten i totalestimatet er anslått å være i størrelsesorden flere titalls prosent.

Mulighetene for å måle utslippene er undersøkt. Ultrasoniske målinger er funnet å være det mest attraktive måleprinsipp. Slike målinger ser også ut til å kunne brukes til fordeling av totalutslippene mellom metan og NMVOC. Ultrasoniske målere kan installeres med gass i røret og prosessen i gang gjennom såkalt «hot tap» installasjon. Ultrasoniske målinger kan også utføres ved hjelp av målere som installeres på utsiden av røret, såkalte «clap-on» målere. Om dette er mulig på utslippsstrømmer med lavt trykk er imidlertid svært usikkert.

## 11 Forkortelser og begreper

### 11.1 Forkortelser

<b>AGR</b>	: Acid gas removal
<b>API</b>	: American Petroleum Institute
<b>BC</b>	: Black carbon
<b>BOEM</b>	: Bureau of Ocean Energy Management
<b>CAPP</b>	: Canadian Association of Petroleum Producers
<b>CCAC</b>	: Climate and Clean Air Coalition
<b>CEN</b>	: European Committee for Standardization
<b>CFU</b>	: Compact flotation unit
<b>CH<sub>4</sub></b>	: Metan
<b>CMR</b>	: Christian Michelsen Research
<b>CO</b>	: Karbonmonoksid
<b>CO<sub>2</sub></b>	: Carbon diokside
<b>DAK</b>	: Dataassistert konstruksjon
<b>DBB</b>	: Double block and bleed
<b>DBMS</b>	: Database management system (USA)
<b>DECC</b>	: The Department of Energy and Climate Change (UK)
<b>EEMS</b>	: Environmental Emissions Monitoring System (UK)
<b>EIIP</b>	: Emission Inventory Improvement Program (USA)
<b>e-GGRT</b>	: Electronic Greenhouse Gas Reporting Tool (USA)
<b>EN</b>	: European Standard
<b>EPA</b>	: Environmental Protection Agency (USA)
<b>FPSO</b>	: Floating production storage and offloading
<b>GHG</b>	: Greenhouse gas
<b>GHGRP</b>	: Greenhouse Gas Reporting Program (USA)
<b>GOADS</b>	: Gulfwide Offshore Activity Data System (USA)
<b>GRI</b>	: Gas Research Institute (Gas Technology Institute)
<b>H<sub>2</sub>S</b>	: Hydrogensulfid
<b>HC</b>	: Hydrokarbon
<b>HP</b>	: Høy trykk (High pressure)
<b>IR</b>	: Infrarød
<b>LP</b>	: Lav trykk (Low pressure)
<b>MEG</b>	: Mono etylen glykol
<b>N<sub>2</sub></b>	: Nitrogen
<b>NGER</b>	: National Greenhouse Emissions Reporting (Australia)
<b>NILU</b>	: Norsk Institutt for Luftforskning
<b>NMVOC</b>	: Non-methane volatile organic compounds
<b>NO<sub>x</sub></b>	: Nitrogenoksider
<b>NS</b>	: Norsk standard
<b>OC</b>	: Oversirkulasjonsfaktor
<b>OSA</b>	: Oseberg A
<b>OSB</b>	: Oseberg B
<b>P&amp;ID</b>	: Piping and instrumentation diagram
<b>PTIL</b>	: Petroleumstilsynet
<b>RNNP</b>	: Risikonivå i norsk petroleumsvirksomhet
<b>TEG</b>	: Tri etylen glykol
<b>THC</b>	: Total hydrocarbons
<b>VOC</b>	: Volatile organic compounds
<b>VRU</b>	: Vapour recovery/return unit



## 11.2 Begreper

**Sluknet fakkell:** Fakkell som normalt skal brenne, men som slukner av forskjellige grunner.

**Lukket fakkell:** Fakkell som normalt ikke er tent og der gassen som strømmes gjennom fakkelsystemet resirkuleres til prosessen. Lukket fakkell vil automatisk åpnes dersom det oppstår en situasjon der gassmengden gjennom fakkelmanifold øker kraftig. Fakkellen må da tennes automatisk eller manuelt.

## 12 Referanseliste

- Ref: 1 "Kaldventilering og diffuse utslipp fra petroleumsvirksomheten offshore - Modul 1 Kartlegging av utslippskilder", add novatech for Miljødirektoratet, 2015
- Ref: 2 Norsk olje og gass: «044 Anbefalte retningslinjer for utslippsrapportering» (siste utgave 09.01.2014).
- Ref: 3 "Utslippsfaktorer for CH<sub>4</sub> and nmVOC fra glykol regenerering og produsert vann", add novatech for Norsk olje og gass 2014.
- Ref: 4 "Thermodynamic simulation of then water/glycol mixture", Dan Laudal Christensen, Aalborg University Esbjerg, 2009.
- Ref: 5 Methane Emissions from the Natural Gas Industry, Volume 14 Glycol Dehydrators, 23. June, 1996. [http://www.epa.gov/gasstar/documents/emissions\\_report/14\\_glycol.pdf](http://www.epa.gov/gasstar/documents/emissions_report/14_glycol.pdf)
- Ref: 6 CCAC Technical Guidance Document Number 5 Glycol Dehydrators, Modified 6 August 2014.
- Ref: 7 "Direct hydrocarbon emissions", Aker Engineering for OLF Environmental Program 1993.
- Ref: 8 "Report on the 1992 API/RGI study on fugitive hydrocarbon emissions from petroleum production operations, Review copy. Prepared by Webb, M: Star Environmental for Martino, P. : API and Lott, R: GRI, August 1992.
- Ref: 9 Tønnesen, D. (1992) «Kvantifisering av diffuse utslipp fra Oseberg A og B». Lillestrøm, NILU (NILU OR, 17/92).
- Ref: 10 "Screening study – Direct emissions of CH<sub>4</sub> and NMVOC – Status and mitigation opportunities, add novatech for Norsk olje og gass, 15.11.2013.
- Ref: 11 EPA-453/R-95-017 "Protocol for Equipment Leak Emission Estimates" November 1995.
- Ref: 12 Norsk Standard NS-EN 15446:2008 Diffuse utslipp av felles betydning for industrisektoren. Målinger av diffuse utslipp av flyktige forbindelser fra lekkasjer i utslipp og rør
- Ref: 13 "Gjøa MEG Unit – Vent Gas", Scale consult for GDF Suez, 2015.
- Ref: 14 Notat fra telefonsamtale med Kjell Eivind Frøysa, CMR, 25.03.2015
- Ref: 15 Telefonsamtale med Kjell Vignes i Håland Instruments
- Ref: 16 Foreløpig Sektorrapport - Underlagsrapport til Forslag til handlingsplan for norske utslipp av kortlevde klimadrivere.
- Ref: 17 Miljøstatus.no (pr. 12.02.2015).
- Ref: 18 American Petroleum Institute USA 2009\_GHG\_compendium
- Ref: 19 1996 GRI/EPA study, Shires and Harrison, 1996
- Ref: 20 "BOEM, Year 2011 Gulfwide Emission Inventory Study", nov 2014
- Ref: 21 CAPP, "Update of Fugitive Equipment Leak Emission Factors", feb 2014
- Ref: 22 The UK Hydrocarbon Releases Database System (<https://www.hse.gov.uk/hcr3/index.asp>)
- Ref: 23 RNNP Hovedrapport-Utviklingstrekk 2013- Norsk Sokkel
- Ref: 24 US Federal state law CFR 30 §250.1163
- Ref: 25 CAPP "Best Management Practice for Fugitive Emissions Management", 2014
- Ref: 26 Hoofdinspectie Milieuhygiëne: "Methode voor de berekening van broeikasgasemissies"
- Ref: 27 "Kaldventilering og diffuse utslipp fra petroleumsvirksomheten offshore Modul 4 - Kontrollsjekk av beregningsmetoder for diffuse utslipp og smålekkasjer", add novatech for Miljødirektoratet 2015.

## Vedlegg - Beregning av utslipp fra TEG Regenerering i USA

Det har i USA vært arbeidet med kartlegging av spesielt metanutslipp i mange år. Både US Environmental Protection Agency (EPA) og Gas Technology Institute (GTI, tidligere Gas Research Institute (GRI)) har vært sentrale aktører i dette arbeidet. En sentral rapport ble utarbeidet for de to institusjonene i 1996 (Ref: 5). Grunnlaget for rapporten var en omfattende studie med den hensikt å utvikle utslippsfaktorer og ekstrapolere dataene for å kunne beregne nasjonale utslipp basert på produktet av en generell utslippsfaktor og en aktivitetsfaktor. Arbeidet ble gjennomført ved bruk av prosesssimuleringer med AspenTech HYSYS som simuleringsverktøy og Peng Robinson likevektsligninger. Både TEG-anlegg med og uten utslipp fra avgassingstank og med og uten bruk av HC-stripppegass var inkludert.

Studien konkluderer med at utslippene av metan er direkte proporsjonal med sirkulasjonsraten av TEG, forutsatt at forholdet mellom gassrate gjennom absorpsjonstårnet (Glykolkontaktor) og sirkulasjonsrate av TEG er konstant. Følgelig er også forholdet mellom gassrate gjennom absorpsjonstårn og utslipp av metan konstant, basert på samme forutsetning. (Dette er en bekreftelse på at metodikken anvendt i Norsk olje og gass sine retningslinjer bygger på riktige korrelasjoner og at prosessert gassmengde er en relevant aktivitetsfaktor).

Studien til GRI og EPA viser at utslipp fra TEG regenerering kan beregnes ved hjelp av en generell utslippsfaktor ( $f_{TEG}$ ) og en oversirkulasjonsfaktor (OC), der oversirkulasjonsfaktoren OC beregnes som forholdet mellom aktuell sirkulasjonsrate og optimal sirkulasjonsrate som er angitt av Ref: 5 til 3 gallons TEG/lb vann (tilsvarer 25 liter TEG/kg vann).

Avgassmengdene av metan fra henholdsvis avgassingstank og regenerator kan da beregnes ut fra følgende formler:

$$U_T = V_{KONT} \cdot f_T \cdot OC$$

$$U_R = V_{KONT} \cdot f_R \cdot OC$$

der:

$U_T$  = avgass av metan fra avgassingstank, tonn

$U_R$  = avgass av metan fra regenerator, tonn

$V_{KONT}$  = gassmengde gjennom absorpsjonskolonne (kontaktor) i  $10^6$  Scf i tidsperioden

$f_T$  = avgassingsfaktor for metan fra avgassingstank,  $\text{tonn}/V_{KONT}$

$f_R$  = avgassingsfaktor for metan fra regenerator,  $\text{tonn}/V_{KONT}$

OC = oversirkulasjon av TEG i forhold til ideell sirkulasjonsrate. Gjennomsnittet i USA er en oversirkulasjon på 2,1 (2,1 ganger så høy sirkulasjonsrate som anbefalt)

I studien ble følgende avgassingsfaktorer beregnet:

$$f_T + f_R = 175,1 \text{ Scf metan}/10^6 \text{ Scf prosessert gass (+101\%/-50\%)}$$

$$f_R = 3,57 \text{ Scf metan}/10^6 \text{ Scf prosessert gass (+102\%/-58\%)}$$

( $f_T$  blir da  $173,53 \text{ scf}/10^6 \text{ scf}$ . Usikkerheten kan antas som for ( $f_T + f_R$ ) ettersom  $f_T$  er så dominerende).

Når det gjelder usikkerheten, påpeker rapporten følgende (sitat):

*“The accuracy is propagated through the EF calculation from each term’s accuracy:*

1. ASPEN has been demonstrated to match actual dehydrators within +/- 20% within the calculated confidence intervals obtained from site data.
2. Individual EF confidence intervals were calculated from the data used in the calculations.
3. Data from site visits has been assigned confidence intervals based upon the spread of the 444 dehydrators from GRI/EPA site data.”

I studien til RGI/EPA ble det konkludert med en oversirkulasjonsfaktor, OC, på 2,1 som et gjennomsnitt for anleggene i USA. Denne faktoren vil selvsagt variere fra innretning til innretning.

Så langt det har vært mulig å foreta litteraturundersøkelser, er dette den mest omfattende og beste dokumenterte undersøkelsen av metanutslipp fra TEG regenerering som er funnet.

Denne metoden er også adoptert av CCAC (Climate and Clean Air Coalition). I sitt Technical Guidance Document number 5 (Ref: 6), refererer CCAC til en utlippsfaktor på  $275,6 \text{ Sm}^3$  metanutslipp/ $10^6 \text{ Sm}^3$  prosessert gass, med henvisning til samme RGI/EPA rapport (Ref: 5). Denne faktoren er også tilreferert i RGI/EPA rapporten, men dette er i henhold til Ref: 5 en samlet faktor for amerikanske glykol regenereringsanlegg og AGR-anlegg<sup>6</sup>. Denne faktoren inkluderer også utslipp fra strippegass i regenerator og anses ikke å være representativ for TEG regenereringsanlegg på norske sokkelinnretninger.

Ref: 5 inkluderer bare metanutslipp.

Gas Technology Institute (GTI) har seinere utviklet et Windowsbasert beregningsprogram: GRI-GLYCalc Version 4.0. Programmet er basert på det arbeidet som er tilreferert i Ref: 5 og videre utvikling. Det er godkjent av EPA og brukes av amerikansk gassindustri, inkludert produksjonsanlegg av olje og gass på amerikansk sokkel, til utslippskontroll fra glykol regenerering og til utslippsrapportering til amerikanske myndigheter. Programmet dekker både metan-, NMVOC, og BTEX-utslipp fra glykol regenerering, inkludert TEG og andre glykol absorpsjonsmidler.

CCAC sier følgende (Ref: 6), (sitat):

*"The best method for calculating glycol dehydrator methane (as well as VOC and Hazardous Air Pollutants (HAPs, benzene, toluene, ethylbenzene, xylenes) is GlyCalc®. This model is not expensive and accurately calculates the quantity and composition of the hot vent stream with different dehydrator configurations".*

---

<sup>6</sup> AGR = Acid Gas Removal