

# Retningslinjer for kvantitative risikovurderinger for anlegg som håndterer farlig stoff

Revidert utgave

Rapport til:  
Direktoratet for samfunnssikkerhet og beredskap (DSB)

# Sammendrag

Retningslinjer for kvantitative risikovurderinger for anlegg som håndterer farlig stoff  
Revidert utgave

**Sikkerhetsklassifisering for dette dokument:** Distribute only after client's acceptance

**Rapportnr:**

PRJ11100262033/R1

**Revisjon:**

Endelig rapport

**Dato:**

1. juli 2021

**Utarbeidet av:**

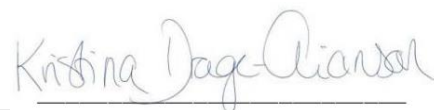
Andrea Risan, Jan Pappas  
Senioringeniør/Sjefingeniør

**Gransket av:**

Joar Dalheim  
Sjefingeniør

**Godkjent av:**

Kristina Drage-Arianson  
Avdelingsleder



**Firmanavn og adresse:**

Vysus Norway AS  
Postboks 376, Skøyen  
0213 OSLO

**Kundenavn og adresse:**

Direktoratet for samfunnsikkerhet  
og beredskap (DSB)  
Rambergveien 9  
3115 TØNSBERG

**Kontaktperson:**

Joar Dalheim  
T: 952 41 750  
E: joar.dalheim@vysusgroup.com

**Kontaktperson kunde:**

Jan G. Røed  
T: 924 48 153  
E: jan.roed@dsb.no

Vysus Group and variants of it are trading names of Vysus Group Holdings Limited, its subsidiaries and affiliates. Vysus Group Holdings Limited is a limited company registered in England and Wales, registered number 12912998. Registered office: L4 18 Hanover Street, London, United Kingdom, W1S 1YN.

Vysus Group Holdings Limited, its subsidiaries and affiliates and their respective officers, employees or agents are, individually and collectively, referred to in this clause as 'Vysus Group'. Vysus Group assumes no responsibility and shall not be liable to any person for any loss, damage or expense caused by reliance on the information or advice in this document or howsoever provided, unless that person has signed a contract with the relevant Vysus Group entity for the provision of this information or advice and in that case any responsibility or liability is exclusively on the terms and conditions set out in that contract.

This document includes personal data as defined by the General Data Protection Regulation (EU16/267) ('Regulation'), and you (company) are obliged to process this data in accordance with the Regulation. This personal data is not to be disclosed to any other party outside the client group and not used for other purpose other than in connection with this project. No personal data is to be transferred outside the country of receipt.

Except as permitted under current legislation no part of this work may be photocopied, stored in a retrieval system, published, performed in public, adapted, broadcast, transmitted, recorded or reproduced in any form or by any means, without the prior permission of the copyright owner.

Enquiries should be addressed to Vysus Group, Kingswells Causeway, Prime Four Business Park, Kingswells, Aberdeen, AB15 8PU. © Vysus Group 2021

## Dokumentrevisjoner

Revisjon	Dato	Beskrivelse / endringer	Endringer utført av
Utkast A	09.07.2020	Reviderte retningslinjer med utkast til endringer basert på erfaringsmøtet i Tønsberg 14.11.2019	Joar Dalheim/ Andrea Risan/ Jan Pappas
Høringsutkast	12.11.2020	Kommentarer fra DSB tatt inn	Joar Dalheim/Jorunn Johannessen
Endelig rapport	01.07.2021	Kommentarer fra industrien tatt inn	Joar Dalheim/Jan Røed

## Oversikt over endringer fra forrige versjon

Følgende kapitler har vesentlige endringer:

- Kapittel 2.3 Eksterne forhold (ny - kort presisering)
- Kapittel 2.4 Design og barrierer (ny - kort presisering)
- Kapittel 3.1 Identifikasjon av farer, uønskede hendelser og barrierer (nytt avsnitt om avgrensning av risikovurderinger for transport og omlasting av farlig stoff)
- Kapittel 3.4.2.5 HyRAM-modellen (ny – anbefalt frekvensmodell for hydrogenlekkasjer)
- Kapittel 3.4.2.6 Lekkasjer fra fylleslanger (ny – tydeliggjøring av frekvensdata for omlasting av LNG og LPG med slange)
- Kapittel 3.4.2.7 Frekvens for BLEVE (ny)
- Tabell 3-1 Anbefalte data for lekkasjefrekvenser (endringer i oppsummering)
- Kapittel 3.6.5 Tennmodell for hydrogen lagt til
- Kapittel 3.6.6 Tennsannsynlighet utenfor anleggets område (ny)
- Kapittel 3.6.6.1 Tenning over sjø (ny – kort presisering)
- Kapittel 3.7 første kulepunkt (tillegg - kort presisering om utvidelse av sky ved flashbrann)
- Tabell 3-3 Anbefalte modeller for tennsannsynligheter (endringer i oppsummering)
- Kapittel 3.9.3 Intern eskalering (ny – kort presisering)
- Kapittel 3.10 Etablere risikokonturer (redigering – flytting av tekst til vedlegg B)
- Kapittel 4.2 Anbefalte tålegrenser (oppdatert tekst)
- Kapittel 4.2.2 Giftighet (endringer for probitfunksjoner)
- Kapittel 4.2.3 Branner (tillegg - kort presisering om røykgasser)
- Kapittel 4.2.4 Eksplosjoner (endringer på terskelverdi)
- Kapittel 4.2.5 Spesielle stoffer (nytt kapittel)
- Tabell 4-2 Terskelverdi for dødelighet som følge av eksplosjon (endret anbefalt terskelverdi, overtrykk, ved 50% dødelighet)
- Kapittel 5 Konsekvensbaserte hensynssoner (omarbeidet og ny overskrift)
- Kapittel 6.3 Presisering av hvor høyt over bakken resultater skal gjelde
- Kapittel 7 Scenarioer for beredskapshensyn (endring – kort presisering)

I tillegg er det foretatt en del redaksjonelle endringer som ikke påvirker innholdet i retningslinjene

## Forkortelser

AEGL	Acute Exposure Guideline Levels
CFD	Computational Fluid Dynamics
EPA	United States Environmental Protection Agency
FAR	Fatal Accident Rate (antall drepte pr.100 millioner eksponerte arbeidstimer)
FFI	Forsvarets forskningsinstitutt
HAZID	Hazard Identification
HAZOP	Hazard and operability study
HSE	Health and Safety Executive
ISO 17776:2000	Petroleum- og naturgassindustri Produksjonsinstallasjoner til havs, Retningslinjer for verktøy og metoder for fareidentifikasjon og risikovurdering
LEL	Lower Explosive Limit (nedre eksplosjonsgrense)
LFL	Lower Flammable Limit (nedre brennbarhetsgrense)
LH2	Liquid hydrogen
LNG	Liquified Natural Gas
LOC	Loss Of Containment (tap av innhold)
LPG	Liquified Petroleum Gas (i Norge flytende propangass)
MISOF	Modeling of Ignition Sources on Offshore oil and gas Facilities
NCS	Norwegian Continental Shelf
OGP	The International Association of Oil & Gas Producers
PLL	Potential Loss of Life (forventet antall omkomne pr. år)
PLOFAM	Process leak for offshore installations frequency assessment model
SIL	Safety Integrity Level
UFL	Upper Flammable Limit (øvre brennbarhetsgrense)
UEL	Upper Explosive Limit (øvre eksplosjonsgrense)
QRA	Quantitative risk assement (kvantitativ risikoanalyse)

# Innholdsfortegnelse

Side

1	Innledning.....	1
1.1	Forord.....	1
1.2	Formål.....	1
1.3	Overordnede prinsipper.....	3
1.4	Utvalg av innhold.....	3
1.5	Definisjoner.....	4
2	Planlegging.....	5
2.1	Etablere kunnskap om anlegget.....	6
2.2	Valg av tilnærming og metode.....	6
2.3	Eksterne forhold.....	7
2.4	Design og barrierer.....	7
3	Risikoanalyse.....	7
3.1	Identifikasjon av farer, uønskede hendelser og barrierer.....	7
3.2	Etablere topphendelser.....	7
3.3	Utvikling av hendelsen/hendelsestre.....	8
3.4	Analyse av hyppighet for topphendelser.....	8
3.5	Analyse av lekkasje og spredning.....	15
3.6	Analyse av tenning.....	20
3.7	Analyse av eksplosjoner.....	28
3.8	Analyse av branner.....	30
3.9	BLEVE og andre hendelser.....	32
3.10	Etablere risikokonturer.....	34
3.11	Beskrivelse av usikkerheter.....	35
4	Tålegrenser.....	36
4.1	Betydningen av tålegrenser for risikokonturene.....	36
4.2	Anbefalte tålegrenser.....	37
5	Forenklet metodikk.....	42
6	Presentasjon av resultatene.....	42
6.1	Kommunikasjon av små frekvenser.....	42
6.2	Resultater og mellomresultater.....	43
6.3	Hvor høyt over bakken gjelder hensynssonene?.....	45
6.4	Hensynssoner og individuell risiko.....	46
7	Scenarier for beredskapshensyn.....	46
8	Referanser.....	47

Vedlegg A – Sjekkliste for virksomheten og ledeord for kartlegging av en risikoanalyse

Vedlegg B – Etablering av risikokurver

# 1 Innledning

## 1.1 Forord

Denne rapporten foreligger nå i en revidert utgave utarbeidet av Lloyds Register (nå Vysus Group) for DSB. DSB anbefaler at rapporten blir benyttet som retningslinjer i virksomhetenes arbeid med risikovurderinger for beregning av risikokonturer.

DSB vil rette en stor takk til alle som har bidratt til revisjon av rapporten. Revisjonsarbeidet er gjort på bakgrunn av et erfaringsmøte hos DSB i november 2019, med bred deltagelse fra industri, konsulenter og utviklere samt myndigheter. Videre arbeidsprosess i etterkant av møtet har vært slik at det ble sendt ut et møtereferat samt et notat med forslag til arbeidsomfang for revisjon av retningslinjene. Vi fikk endel kommentarer og forslag til endringer i notatet (arbeidsomfanget).

Et forslag til reviderte retningslinjer ble publisert for høring på [dsb.no](http://dsb.no), med frist 1. februar 2021. Deltagerne på nevnte erfaringsmøte ble i tillegg varslet direkte med oppfordring til å sende inn kommentarer til forslaget. Vurderingen av innspillene fra høringen er oppsummert i et notat som blir distribuert til alle som har gitt kommentarer til høringsnotatet.

Reviderte retningslinjer er tilgjengelig på [www.dsb.no](http://www.dsb.no).

## 1.2 Formål

Retningslinjene kommer til anvendelse ved utarbeidelse av kvantitative risikovurderinger hvor hensikten er å beregne risikokonturer rundt anlegg som håndterer farlig stoff. Risikokonturene vil være utgangspunkt for fastsettelse av hensynssoner i arealplaner. Selv om det foreligger standarder og internasjonalt anerkjente metoder for kvantitative risikoanalyser er det erkjent at det er betydelige usikkerheter knyttet til beregning av denne type risikokonturer. DSB har derfor sett behov for å utarbeide nærmere retningslinjer for slike beregninger.

Formålet med retningslinjene er å redusere tilfeldige variasjoner i resultatene som følge av datagrunnlag og metode. For øvrig er det en målsetning at retningslinjene skal bidra til at risikovurderingene blir utført på en slik måte at de blir forstått, kan verifiseres, gjenskapes og sammenlignes, uavhengig av hvilke verktøy som er benyttet og hvem som har gjort vurderingene.

Anvendelsen av retningslinjene er begrenset til risikovurdering av hendelser som kan medføre fare for befolkningen i områder rundt anlegg som håndterer farlig stoff.

Retningslinjene må ses i sammenheng med temarapport (2013), ref. /1/, og veileder om sikkerheten rundt storulykkevirksomheter (2019), ref. /2/, som begge er utgitt av DSB.

Temarapporten (2013) redegjør for det forvaltningsmessige grunnlaget og gir kriterier for akseptabel risiko for befolkningen i områder rundt anlegg som håndterer farlig stoff, herunder kriteriet om at virksomhetenes risiko skal være redusert til et nivå som med rimelighet kan oppnås (ALARP). Retningslinjene for kvantitative risikovurderinger er utformet i tråd med prinsippene for utforming av kriteriene slik disse er beskrevet i temarapporten.

Veilederen (2019) er primært utarbeidet for kommunene til bruk i arealplanlegging og styring av risiko i områdene rundt storulykkevirksomheter. Den setter også andre prosesser etter DSBs sektorlovgivning (samtykker og tillatelser) inn i et arealplanperspektiv. Veilederen omhandler bruk av hensynssoner ved følgende problemstillinger:

1. Opprettholde forsvarlig avstand til befolkningen rundt storulykkevirksomheter
2. Nye tiltak (endringer) i omgivelsene rundt storulykkevirksomheter
3. Etablering av ny storulykkevirksomhet og nye tiltak (endringer) i storulykkevirksomheter

I henhold til storulykkeforskriften har virksomhetene plikt til å fremskaffe informasjon om sin risiko til kommunene. Det framgår ikke eksplisitt av kravene i regelverket at virksomhetene skal beregne

risikokonturer, men både temarapporten (2013) og veilederen (2019) baserer seg på bruk av risikokonturer som grunnlag for etablering av hensynssoner rundt storulykkevirksomheter.

Hensynssoner benyttes i planprosesser etter plan- og bygningsloven som et styringsverktøy for å redusere risiko rundt storulykkevirksomheter. Til hensynssonene blir det fastsatt bestemmelser. Det er planbestemmelsene som beskriver restriksjonene, hensynssonene angir kun hvilke områder bestemmelsene gjelder for og hvilken type fare som det skal tas hensyn til. Relevante bestemmelser kan være vilkår for arealbruk (forbud mot eksempelvis boligbebyggelse m.v.) rekkefølgebestemmelser, krav om detaljregulering og krav om nærmere undersøkelser før gjennomføring av tiltak.

Risikostyringen i omgivelsene rundt en virksomhet gjøres med andre ord primært gjennom kommunens praktisering og håndheving av planbestemmelser til hensynssoner i gjeldende arealplaner. Mens risikostyringen i virksomhetene som håndterer farlig stoff er regulert i brann- og eksplosjonsvernloven, og forutsatt ivaretatt gjennom tekniske og organisatoriske tiltak eventuelt i kombinasjon med arealmessige begrensninger. Retningslinjene fokuserer ikke på detaljer rundt risikobildet inne på selve anlegget og hvordan dette skal vurderes.

Det er imidlertid viktig å merke seg at det ikke blir tatt beslutninger om hensynssoner med tilhørende planbestemmelser direkte på bakgrunn av virksomhetenes beregninger av risikokonturer, men at disse utgjør et vesentlig informasjonsgrunnlag for arbeidet med arealplaner der storulykkerisiko er relevant. Praktisk sett blir virksomhetenes risikoanalyser ofte benyttet som sakkyndige utredninger som underlag for de mer generelle ROS-analysene som følger selve planarbeidet. Arbeidet med retningslinjene er i hovedsak begrunnet utfra innarbeidet bruk av risikokonturer for storulykkevirksomheter jf. veileder (2019), men retningslinjene er likevel utformet generelt for anlegg som håndterer farlig stoff, uavhengig av om virksomhetene er omfattet av storulykeforskriften. I den forbindelse kan vi vise til at retningslinjene ble benyttet som grunnlag for beregning av sikkerhetsavstander for typiske (generiske) små og mellomstore anlegg, jf. DSBs Forslag til temaveiledning som var ute på høring ved årsskiftet 2019/20.

I høringsuttalelsene ble det påpekt flere metodiske problemer knyttet til bruk av retningslinjene, særlig for ulike typer energigassanlegg. Det ble blant annet kommentert at metodikken medfører til dels betydelig variasjoner i resultatene for små og mellomstore energigassanlegg, selv ved små endringer i beregnings-/designgrunnlaget. Det ble stilt spørsmål ved om datakildene for lekkasjefrekvenser som det refereres til i retningslinjene er representative for de anleggstypene det ble gjort beregninger for. Videre ble det påpekt at man ved beregning av risikokonturer i henhold til retningslinjene, ser liten effekt av risikoreduserende tiltak (f.eks. systemer for automatisk deteksjon og nedstengning) og det er benyttet konservative tålegrenser for eksplosjonslaster.

Endringer i retningslinjene som nå foreligger vil bøte på en del av disse forholdene, jf. oversikten innledningsvis over endringer fra forrige versjon. Her er det blant annet vist til endringer i anbefalt tålegrense for eksplosjonsovertrykk, ny enkel tenmodell (anbefalt reduksjonsfaktor som funksjon av avstand fra lekkasjepunkt til områder utenfor anleggene), samt at det gjort endringer (tillegg) for frekvensdatakilde for hydrogengassanlegg og lekkasjefrekvensdata for omlasting av LNG.

For øvrig har erfaringene fra nevnte arbeid med forslag til sikkerhetsavstander initiert et arbeid med å beskrive en forenklet, scenariobasert metodikk for en del enkle, små og mellomstore anlegg. I kapittel 5 i retningslinjene er det listet opp hvilke anleggstyper som dette foreløpig er aktuelt for. Arbeidet med å beskrive en forenklet metodikk er påbegynt, men inngår så langt ikke i retningslinjene.

DSB forventer at de reviderte retningslinjene blir benyttet ved utarbeidelse av nye kvantitative risikovurderinger for beregning av risikokonturer, samt ved oppdatering (endring) av eksisterende risikovurderinger, f.eks. som følge av vesentlige endringer i virksomheten.

## 1.3 Overordnede prinsipper

Dette kapitlet beskriver prinsipper som er lagt til grunn for utforming av retningslinjene:

Risiko for omgivelsene skal vurderes ut fra den samlede aktiviteten på anlegget eller virksomheten, dvs. at alle relevante anleggsdeler, aktiviteter og hendelser skal inngå i risikovurderingene. Likeledes skal kilder til ekstern påvirkning (naturhendelser, dominoeffekter fra annen virksomhet m.v.) inngå i risikovurderingene.

Beregning av risikokonturer skal utføres og presenteres som "beste praksis" (beste tilnærming), gitt informasjonsgrunnlaget og valgt metode for risikovurderingen. I dette ligger at risikokonturene som presenteres som resultat av risikovurderingene, er vurdert å være verken "konservative" eller "optimistiske". Om man for eksempel i et forsøk på å ta høyde for usikkerhet, legger inn betydelig konservatisme på deler av vurderingene risikerer man at man i analysen mister oversikt over hvilke hendelser som bidrar mest til risiko, hvilke barrierer som er kritiske og mest effektive og man mister presisjon på de representative risikokonturene. Risikoanalysen bør derfor benytte de mest forventede nivåer på antakelser (for eksempel forventet lekkasjefrekvens) og de mest realistiske fortolkninger av hvor langt man kan forvente at konsekvensene av de vurderte scenarioene vil strekke seg.

Det er viktig at risikovurderingene ikke baseres på forutsetninger som lett kan endres eller som man ikke har kontroll over. Dette gjelder spesielt antagelser om hvordan 3. person vil oppføre seg eller være beskyttet ved en hendelse. Det legges derfor til grunn at 3. person vil være ubeskyttet, stå i ro og ikke vil søke dekning. I realiteten vil ikke dette være tilfelle, men det vurderes som viktigere at risikokonturene er uavhengig av antagelser om 3. persons beskyttelse eller reaksjoner ved en hendelse. Det samme forhold gjelder ved antagelser om aktivitetsnivået i omgivelsene og dets innvirkning på sannsynlighet for antennelse av en gassky som når ut i områder rundt et anlegg. Det er for eksempel ikke formålstjenlig at hensynssonene er avhengig av trafikk tettheten, tettheten av hus eller fritidsaktiviteter i området. Det skal som en konsekvens av dette derfor legges til grunn at en brennbar gassky som eksponerer arealer utenfor anleggets grenser, hvor det ikke er krav til tennkildek kontroll, vil bli antent.

Gjennomføring av risikoreduserende tiltak eller (andre) vesentlige endringer eller aktiviteter i anleggene, skal kunne påvirke utstrekningen av risikokonturene.

Usikkerheter knyttet til informasjonsgrunnlaget og bruk av metode skal vurderes og beskrives, men ikke kvantifiseres. Usikkerheter er omhandlet i kapittel 3.11.

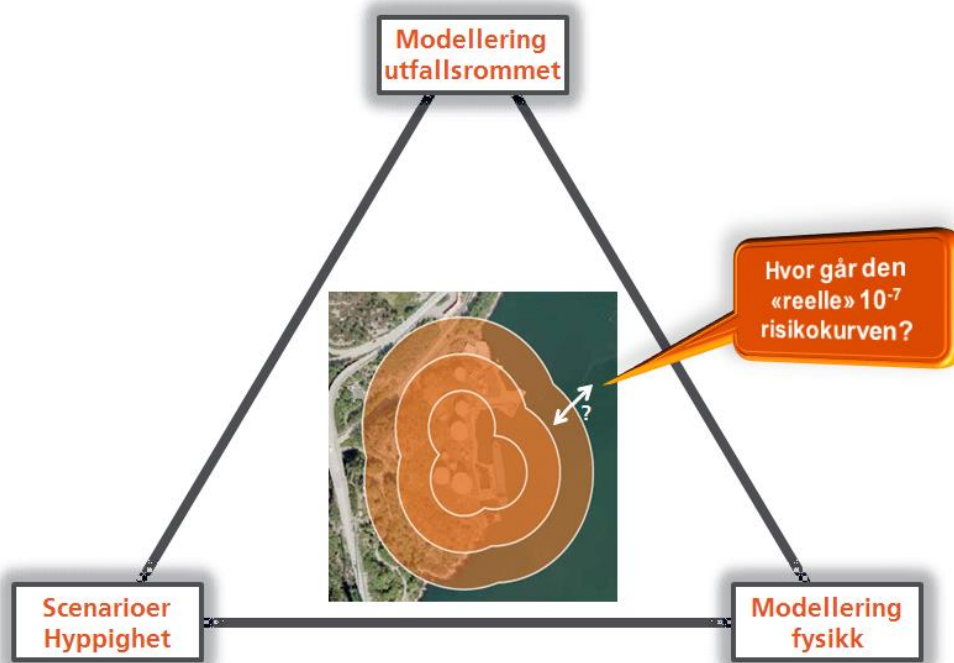
## 1.4 Utvalg av innhold

NS 5814:2021 ligger til grunn for retningslinjene. I hovedsak er det analysedelen av standarden det er gitt retningslinjer til og retningslinjene er ikke ment å være utfyllende for hele risikovurderingsprosessen.

Retningslinjene fokuserer i hovedsak på de faktorene som i størst grad påvirker beregning av risikokonturer jf. Figur 1-1.

For at risikoanalysene skal gi et så riktig bilde på risiko som mulig må de reflektere de faktiske forhold ved det analyserte anlegget. Det er derfor viktig å trekke inn all relevant erfaring om anlegget for å få analysemodellen tilstrekkelig realistisk. Anvendt metodikk og resultater må kunne begrunnes og forklares på en forståelig måte.





Figur 1-1 - Hoveddrivere for etablering av forventningsrette risikokonturer

## 1.5 Definisjoner

Nedenfor følger forklaring på noen sentrale begreper som benyttes i rapporten. Generelt henvises det til definisjoner i NS 5814:2021.

### Isokontur

En isokontur er en linje eller flate gjennom alle punkter i løsningsrommet som representerer samme løsningsverdi. For eksempel så vil isokonturen gjennom alle punkter som har en frekvens for dødelig eksponering på  $1E-7$  ganger pr. år representere risikokonturen som definerer ytre hensynssone i henhold til temarapporten (2013), ref. /1/.

### Risikokontur

Risikokonturer er i denne rapporten benyttet for å uttrykke dødelig risiko i områdene rundt anlegg som håndterer farlig stoff. Risikokonturer beregnes ved at man kombinerer mulige ulykkehendelser med tilhørende sannsynlighet for å omkomme dersom man oppholder seg i konsekvenssonen. Risikokonturene viser således den geografiske distribusjon av individuell risiko, ved å vise den forventede frekvens til hendelser som er i stand til å forårsake fatalitet (død) på et gitt sted, uavhengig av om det faktisk befinner seg personer på det aktuelle stedet. Det skal derfor ikke tas hensyn til tilstedeværelse av antall personer, dvs. hvor mange og hvor lenge eventuelle personer måtte finne seg innenfor det berørte område. Hvordan tiden i probitfunksjoner skal forstås i denne sammenheng, er beskrevet i kapittel 3.10.

### Hensynssone

Arealplaner skal i nødvendig utstrekning vise hensyn og restriksjoner som har betydning for bruken av areal. Dette skal markeres i arealplanen som hensynssoner med tilhørende retningslinjer og bestemmelser. Til hensynssone skal det i nødvendig utstrekning angis hvilke bestemmelser og retningslinjer som gjelder eller skal gjelde i medhold av plan- og bygningsloven eller andre lover for å ivareta det hensynet sonen viser. Hensynssoner blir med andre ord fastsatt av planmyndigheten (vanligvis kommunen) på bakgrunn av utredninger, vurderinger og høringer m.v. som ledd i den aktuelle planprosessen.

### **Forventningsrett**

En verdi som vurderes som verken konservativ eller optimistisk. Om man for eksempel i et forsøk på å ta høyde for usikkerhet legger inn betydelig konservatisme på deler av vurderingene, risikerer man at man i analysen mister oversikt over hvilke hendelser som bidrar mest til risiko, hvilke barrierer som er kritiske og mest effektive og man mister presisjon på de representative risikokonturene. Dette vil kunne påvirke muligheten til å gjennomføre en effektiv arealplanlegging. Risikoanalysen bør derfor benytte de mest forventede nivåer på antakelser (for eksempel forventet lekkasjefrekvens) og de mest realistiske fortolkninger av hvor langt man kan forvente at konsekvensene av de vurderte scenarioene vil strekke seg. Dette prinsippet omtales i denne rapporten som å gjøre risikoanalysen forventningsrett.

### **Topphendelse**

Gjennom en fareidentifikasjon (HAZID) vil man etablere en oversikt over alle hendelser med farepotensiale som kan inntreffe på et gitt anlegg. Noen av disse vil man av ulike årsaker (typisk lav konsekvens eller lav frekvens) ikke ta med videre i analysen. Hendelser som skal være med i risikoanalysen må defineres med et tydelig startpunkt og et sluttpunkt for konsekvensberegninger. Startpunktet for slike hendelser kalles ofte for topphendelser, og er vanligvis en utilsiktet lekkasje av et farlig stoff. Topphendelsen er altså ikke den direkte eller bakenforliggende årsak til at man får en lekkasje, men selve lekkasjen. En topphendelse kan lede til flere mulige slutthendelser (alle med ulik sannsynlighet) for eksempel "ikke antent lekkasje", "brann" eller "eksplosjon". I retningslinjene er "scenario" benyttet både for slutthendelser og for et spesifikt hendelsesforløp.

### **Modellering av utfallsrommet**

Risikokonturene summerer risikobidraget fra alle identifiserte (slutt)hendelser og strekker seg fra relativt små/hyppige til store/sjeldne. Dette gjør bildet komplekst og uoversiktlig og man bør derfor vise hvilke slutthendelser som er hovedbidragsyterne til risikokonturene.

Med utfallsrom menes alle mulige utfall en topphendelse kan ha. Eksempelvis er utfallsrommet av et terningkast lik {1, 2, 3, 4, 5, 6}. For et prosessanlegg vil utfallsrommet av en topphendelse være betydelig større; det er nærmest uendelig mange hendelser som kan inntreffe med bare små variasjoner i f.eks. lokasjon av lekkasje, retning på lekkasje, lekkasjerate, vindforhold, temperatur, atmosfæreklasse, mekaniske forhold (midlertidige obstruksjoner), tidspunkt for tenning, og så videre.

Med "å spenne ut et utfallsrom" mener vi å dekke hele eller så store deler av utfallsrommet som mulig med spesifikke scenarier slik at analysen i størst mulig grad er i stand til å fange opp alle relevante konsekvenser av topphendelsene på et anlegg.

Det er også viktig å være oppmerksom på at antallet scenarier man simulerer har stor betydning for risikokonturene (se kapittel 3.10).

### **Brennbar gass**

En brennbar gass er en brannfarlig gass med konsentrasjoner innenfor brennbart område.

## **2 Planlegging**

En risikoanalyse skal være formålstjenlig og tilpasset graden av risiko som analyseobjektet representerer. Det er en målsetning at den utføres på en slik måte at de kan verifiseres og gjenskapes uavhengig av hvilke verktøy som er benyttet og hvem som har gjort risikovurderingen.

Gjennomføringen av en risikoanalyse følger trinnene definert i NS 5814:2021. Risikoanalyseprosessen er ikke gjengitt i sin helhet i retningslinjene, men prosessen er oppsummert i Tabell 2-1.

Tabell 2-1 - Trinn i hovedprosessen for risikovurdering fra NS 5814:2021

	Trinn i prosessen for risikovurdering som dekkes av NS 5814:2021, ref. figur 1 i standarden
<i>Trinn 1</i> <i>Rammer for risikovurderingen</i>	Formål, krav og avgrensing
	Verdier som skal beskyttes
	Sikkerhetsmål og evalueringskriterier
	Objekt- og systembeskrivelse
	Metode
<i>Trinn 2</i> <i>Identifisere uønskede hendelser</i>	Kartlegge farer og trusler
	Spesifisere uønskede hendelser
<i>Trinn 3</i> <i>Risikoanalyse</i>	Vurdere sårbarhet
	Vurdere sannsynlighet
	Vurdere konsekvenser
	Beskrive usikkerhet
	Beskrive risiko
<i>Trinn 4</i> <i>Risikoevaluering</i>	Vurdere oppnåelse av sikkerhetsmål
	Foreslå håndtering av risiko

## 2.1 Etablere kunnskap om anlegget

Vedlegg A (kapittel 1) kan benyttes ved kartlegging av anlegget og inneholder elementer ansett som viktig å få avklart i prosjektets innledende fase. Sjekkpunktene i listen vil normalt gi svar på hvilken dokumentasjon som er nødvendig for videre arbeid, samt gi føringer på forutsetninger og metodevalg.

Ved endringer og utvidelser av eksisterende anlegg er det viktig å hente inn drifts- og vedlikeholdserfaringer om anlegget. I tillegg vil dokumentasjon fra hendelser, ulykker, tilsyn, internrevisjoner etc. kunne være relevant. Den eller de som skal utarbeide analysen må ha god kjennskap til analyseobjektet og det bør gjennomføres en befarings ved oppstart av analysen, dersom de lokale forhold ikke er tilstrekkelig godt kjent.

## 2.2 Valg av tilnærming og metode

Basert på en innledende kartlegging av anleggets kompleksitet og omfang, omkringliggende forhold samt overordnede forutsetninger for oppgaven, planlegges videre aktiviteter, metode- og verktøyvalg. Alle forutsetninger og beslutninger som tas som ligger til grunn for beregning av risikokonturer skal begrunnes og dokumenteres på en oversiktlig måte. Dette gjelder eventuelt også for senere faser i et prosjekt for å sikre sporbarhet til beslutninger som tas underveis og som har betydning for utfallet av analysen.

## 2.3 Eksterne forhold

Risikovurderingen må omfatte natur- og miljøforhold (skred, flom og lignende), samt hendelser i nærliggende virksomheter og omgivelser. Behovet for konsekvensreducerende tiltak skal være vurdert for disse forholdene. Eventuell restrisiko som i vesentlig grad kan forventes å påvirke frekvens for utslipp av farlig stoff, skal tas med i beregningen av risikokonturene.

Dersom eksterne hendelser leder til scenarioer som er vesentlig forskjellige fra de interne hendelsene, så skal det også vurderes om disse kan påvirke risikokonturene.

## 2.4 Design og barrierer

Anleggets design og barrierer skal i størst mulig grad tas høyde for i risikovurderingene både for å gi mest mulig forventningsrett risikobilde, men også for å gi et insentiv til virksomhetene om å følge ALARP. Et eksempel er deteksjon med automatisk nedstengning og eventuell trykkavlastning som gir reduksjon i varigheten på utslippene (og mengden som slippes ut). Redusert varighet av utslippet vil redusere konsekvensene av hendelsen, inkludert sannsynligheten for tenning utenfor anleggets eget område (se kapittel 3.6.6).

Feil eller svikt i barrierer skal inkluderes dersom det kan påvirke risikokonturene.

# 3 Risikoanalyse

## 3.1 Identifikasjon av farer, uønskede hendelser og barrierer

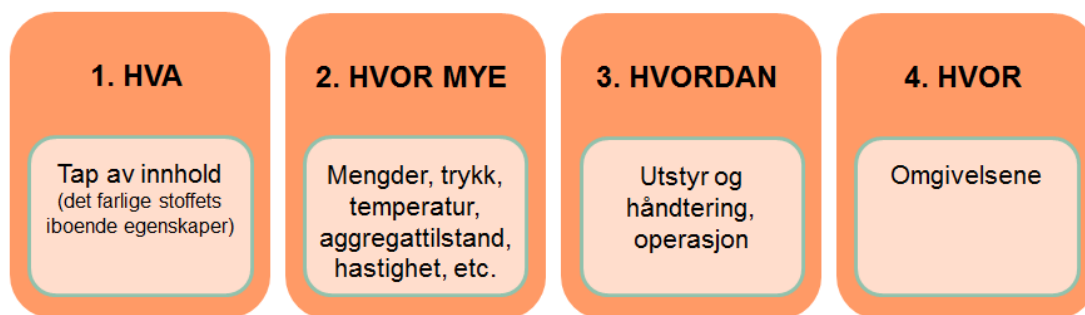
Før det kan utføres en QRA må det gjennomføres en HAZID for å identifisere hendelsene som kan inntreffe ved virksomheten. Hendelsene behandles så i hendelsetreanalyser, bow-tie analyser eller lignende. I tillegg til systemer og utstyr må også organisatoriske og operasjonelle forhold vurderes. Dårlig utført eller manglende vedlikehold, operatørfeil etc. kan være eksempler på utløsende og medvirkende hendelser som også kan være essensielle. En av risikoanalysens viktigste formål er å identifisere effektive barrierer, både forebyggende og beredskapsmessige. For å få til dette på en hensiktsmessig måte er det viktig at alle typer av utløsende og medvirkende hendelser er tilstrekkelig identifisert.

Eksempler på ledeord til bruk i HAZID er gitt i vedlegg A. I forberedelsesfasen vil man bryte anlegget ned i delsystemer og benytte et utvalg av relevante ledeord. Feiltreanalyser og HAZOP-rapporter eller lignende kan også benyttes som underlag i en HAZID-prosess.

Risikoanalysen bør avklare hvordan transport av farlig stoff inn til eller ut fra anlegget er vurdert. Hendelser knyttet til transport til og fra anlegget vil vanligvis ikke inngå i beregning av risikokonturer for anlegget, men aktuelle hendelser knyttet til transport og omlasting inne på anlegget må inngå i risikoanalysen, eksempelvis hendelser knyttet til overfylling eller overtrykking av transporttanker, hendelser som kan inntreffe ved omlasting til skip, mv. For risikoanalysen er det typisk omlastingsaktiviteter som bidrar, men alle farer knyttet til transport ved anlegget må kvalitativt vurderes om de kan bidra til risikotallene.

## 3.2 Etablere topphendelser

Den som utfører risikoanalysen og HAZIDen må sammen med virksomheten bestemme hvilke topphendelser som skal omhandles i analysen. Valgene som blir gjort bør begrunnes og dokumenteres i analysen. Hendelser som ikke påvirker risikokonturene kan tas ut av analysen.



Figur 3-1 - Eksempel på spørsmål ved etablering av topphendelse

### 3.3 Utvikling av hendelsen/hendelsestre

Et hendelsestre kan benyttes for å modellere ulike hendelsesforløp etter at en hendelse (typisk en lekkasje i anlegget) har oppstått.

I en risikoanalyse benyttes hendelsestrær til å beregne relative bidrag til de forskjellige scenarioene (slutthendelsene) som kan følge av en starthendelse.

Et hendelsestre vil kunne vise hvordan hendelser (eksempelvis antenning), handlinger (eks. manuell aktivering) eller barrierer (eks. automatiske sikkerhetssystemer) kan påvirke forløpet.

Resultater fra Hazop-analyser kan inngå som grunnlag for etablering av hendelsestrær.

Sannsynlighet for svikt i (eller aktivering av) sikkerhetssystemer kan fortrinnsvis angis på bakgrunn av SIL-analyser eller lignende. Responstider bør også klarlegges i tilknytning til etablering av hendelsestrær.

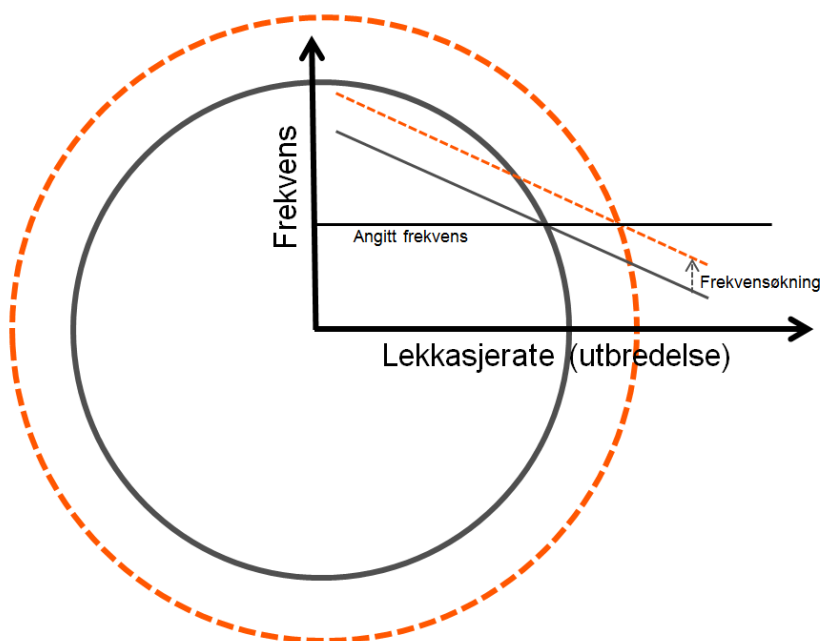
Vurdering av tennsannsynlighet er omtalt under "Analyse av tenning", se kapittel 3.6.

### 3.4 Analyse av hyppighet for topphendelser

#### 3.4.1 Generelt

Valg av frekvens for topphendelsene vil påvirke de beregnede risikokonturene. For at risikokonturene skal bli gode, må de benyttede lekkasjefrekvensene være representative for den analyserte virksomheten. Hvis virksomheten har spesifikke og godt dokumenterte erfaringsdata for lekkasjefrekvenser som er mer relevante enn de generiske modellene bør disse benyttes. Hvis det er spesielle forhold i virksomheten som tilsier at lekkasjefrekvenser vil avvike fra de benyttede modellene kan lekkasjefrekvensene justeres forutsatt at justeringen kan begrunnes og dokumenteres. Menneskelige, operasjonelle og organisatoriske forhold kan påvirke forventningsverdi for hyppigheten av topphendelsene. Risikoanalysen forutsetter at anlegget holder et industrigjennomsnitt for disse forholdene.

Figur 3-2 illustrerer hvordan risikokonturene påvirkes av den estimerte frekvensen for topphendelsene. Den svarte sirkelen illustrerer risikokonturen som fremkommer ved en gitt frekvens. Her er frekvensen avtagende med økende lekkasjerate (og tilhørende representativ utbredelse). Dersom man øker frekvensen for alle lekkasjesenarioer med samme faktor, vil dette kunne representeres med den oransje stiplede linjen. Og den resulterende risikokonturen vil følgelig bli større (oransje sirkel).



Figur 3-2 - Illustrasjon på hvordan valg av frekvensmodell påvirker risikokonturer

Det finnes ulike modeller for utarbeiding av lekkasjefrekvenser. Disse kan benyttes til beregning av frekvenser for topphendelser, som normalt vil være lekkasjer med ulike klasser av lekkasjerater. Modellene gir enten frekvenser for ulike lekkasjestørrelser (rater, mengder) direkte eller frekvenser for ulike hullstørrelser og så beregnes lekkasjerater for hullstørrelsene på basis av prosessbetingelser for fluidet (væske, gass) som lekker.

Modellene skiller seg hovedsakelig på:

- Detaljgraden av informasjon om anlegget som er nødvendig for å benytte modellene. Det vil si om informasjonen kun omfatter hovedutstyr i anlegget (som f.eks. trykketanker, lagertanker, pumper og kompressorer, destillasjonskolonner) eller om det i tillegg benyttes informasjon på komponent-nivå (som flenser, ventiler, instrumenter, rør etc.).
- Hvilken form frekvensene presenteres på. Det må passe med oppløsningen i den påfølgende analysen, det vil si om modellen enten gir frekvens for ulike scenarier i form av rater og varigheter eller utsluppet mengde, eller om modellen gir frekvens for ulike hullstørrelser

Bruk av de mer avanserte modellene krever mer detaljert informasjon om lekkasjekilder. Eksempelvis i en tidlig fase av en designprosess - før P&ID er ferdig - vil man være avhengig av på en eller annen måte å justere tellingene (kvantifisering av lekkasjekilder), alternativt bruke erfaringstall fra tilsvarende større utstyrsenheter fra andre anlegg for å oppnå lekkasjefrekvenser som er representative for det planlagte anlegget. For et anlegg i drift er alt utstyret kjent.

Bruken av en enkel modell vil i liten grad reflektere designforholdene i anlegget og de tilhørende scenarioene blir tilsvarende forenklet. Ved bruk av modellene som gir hullstørrelsesfordelinger benytter man fluid type, trykk og temperatur til å beregne frekvensfordeling av utstrømningsrater og får topphendelser definert ved lekkasjerater som i større grad reflekterer designforholdene. For å utnytte dette kreves en mer detaljert påfølgende analyse.

Valg av lekkasjefrekvensmodell kan bestemmes ut fra:

- Hvor enkel eller omfattende analyse man ønsker å utføre. Behov for å undersøke effekt av risikoreducerende tiltak må vurderes, mer omfattende modeller gir generelt større muligheter for å kartlegge effekt av tiltak
- Hvor mye informasjon som er tilgjengelig om anlegget

- Hvor anleggsspesifikt analysen skal være. Oppløsningsgraden i lekkasjefrekvensmodellen må balanseres mot analysemodellen som den skal benyttes i.

### 3.4.2 Modeller for lekkasjefrekvenser

Følgende frekvensmodeller er relevante for analyser av landanlegg og omhandles videre i disse retningslinjene:

- RIVM
- HSE
- OGP
- PLOFAM
- HyRAM
- Shell (fylleslanger LNG)
- BLEVE

RIVM og HSE er de mest brukte av landbasert industrivirksomhet i Europa. OGP og PLOFAM stammer fra offshore industrien, men blir også benyttet for nedstrømsaktiviteter som f.eks. for terminaler og petrokjemiske industrianlegg. Pr i dag er datagrunnlaget fra offshore anlegg vesentlig bedre og mer omfattende enn for landbasert industri. Det er ønskelig at man på sikt skaffer større og bedre datagrunnlag fra landbasert industri.

For spesielle fluider som kan tenkes å påvirke muligheten og frekvensen for lekkasje bør det vurderes om standard lekkasjefrekvensene må justeres, eksempelvis som følge av kjente korrosjons- eller andre skademekanismer. HyRAM er en etablert modell for hydrogenlekkasjer basert på arbeidet ved Sandia National Laboratories i California.

Merk at lekkasjefrekvensmodellene gir frekvenser for ulike typer eller klasser med lekkasjer, og at de i tillegg kan gi forskjellige frekvenser selv for samme lekkasjetype. Siden man skal kombinere frekvenser med konsekvenser er det viktig at man benytter riktig modell for de ulike typer scenarier. Eksempelvis er det forskjellige modeller for prosessutstyr, tanker, flasker og slanger. Dersom man velger frekvens for tankbrudd, men modellerer dette som en lekkasje fra prosessutstyr blir ikke risikoanalysen konsistent.

#### 3.4.2.1 RIVM-modellen

RIVM (Reference Manual Bevi Risk Assessment) modellen (ref. /3/) er hovedsakelig basert på TNO Purple Book (ref. /35/). Det er den enkleste av de nevnte metodene, da den gir lekkasjefrekvenser samlet for utstyrsgupper og ikke for enkeltkomponenter (som flenser og ventiler), som er inkludert i utstyr og rørledninger. RIVM er derfor mest anvendbar på anlegg hvor det er et begrenset antall lekkasjekilder som faller utenfor utstyrsguppene (uten at det nødvendigvis betyr at det er få lekkasjemuligheter i anlegget). Videre gis frekvensene for 3 ulike utslippsscenarioer som en blanding av mengde, rater og hullstørrelse:

- Momentant utslipp av hele innholdet
- Utslipp av hele innholdet med konstant rate over 10 min
- Kontinuerlig utslipp gjennom 10 mm hull
- For pumper og kompressorer oppgis frekvenser for hullstørrelser (10% av diameter)

Frekvensen er uavhengig av størrelsen på utstyret og rørdimensjoner for rør under bakken. For rør over bakken er frekvensen avhengig av rørdimensjon. Da det kun er stort utstyr som inngår, er det raskt å telle opp antall lekkasjepunkter. RIVM-modellen er egnet til enklere analyser hvor designspesifikke forhold som påvirker lekkasjefrekvensen tas hensyn til i begrenset grad.

En sammenligningsstudie mellom RIVM og HSE (ref. /4/) viser at en viktig forutsetning RIVM setter for bruk av lekkasjefrekvensene for trykketanker er at lekkasjene ikke skyldes ytre påvirkninger (kollisjon, støt), korrosjon, utmatting på grunn av vibrasjon eller operatørfeil da det forutsettes at anlegget har kontroll på dette. Hvis slike forhold finnes, må man gjøre spesielle vurderinger ved bruk av RIVM-

frekvensene for trykketanker da disse i utgangspunktet er dominert av forhold som designfeil, aldring, slitasje etc., eller benyttet HSE eller PLOFAM-modellene.

Bakgrunnen for frekvensene for slangebrudd i denne modellen er svært uklar (ref. /5/) og anbefales derfor ikke brukt.

### 3.4.2.2 HSE-modellen

HSE-modellen (Health and Safety Executive i UK, ref. /6/) er basert på data fra Storbritannia (UK). Det er en modell for feilfrekvenser på utstyr hvor lekkasje er feilmodusen. Den er mer detaljert enn RIVM-modellen ved at den også har data for komponenter som flenser og ventiler. HSE gir frekvenser for ulike hullstørrelser for tanker, stort sett fra 3-5 størrelser avhengig av utstyr, mens det for ventiler, flenser og pumper kun oppgis en generisk størrelse. HSE-modellen er derfor bedre egnet enn RIVM om man ønsker mer designspesifikk og nyansert frekvens for topphendelser. Frekvensene for et utstyr er uavhengig av størrelsen på utstyret med unntak av store lagertanker (to størrelsesklasser) og rør hvor det er frekvenser for hullstørrelser på rør i ulike størrelsesklasser. For flenser er det ingen tilsvarende oppløsning med hensyn på rørdimensjoner. Merk at flenser på tanker (unntatt tilkobling til prosessen) og annet større utstyr er inkludert i frekvensene for utstyret, slik at de spesifikke frekvensene for flenser anvendes på frittstående flenser.

HSE-modellen er velegnet om man ønsker en noe mer detaljert analyse der designspesifikke forhold som påvirker lekkasjefrekvensene i større grad tas hensyn til, både ved at det er bedre oppløsning mht. antall lekkasjekilder og at effekten av prosessforhold (trykk, temperatur og fluidtetthet) tas hensyn til.

HSE-modellen har lekkasjefrekvenser for lasting/lossing med slanger til transporttanker basert på feiltreanalyse av operasjonen og tilhørende barrieresystemer, se ref. /7/.

I og med at det er vesentlig større oppløsning mht. lekkasjekilder vil tellingen av lekkasjekilder bli vesentlig mer omfattende enn ved bruk av RIVM-modellen. Fordelen er mer designspesifikke toppfrekvenser for hendelsestrærne.

### 3.4.2.3 OGP-modellen

OGP-modellen (ref. /8/) er også basert på et utvalg av HSE-data, men er bygget annerledes opp enn HSE-modellen. De primære forskjellene er:

- OGP modellen har data for vesentlig flere prosesskomponenter enn HSE
- OGP skiller mellom:
  - full leaks (hele segmentinnholdet slipper ut fra initielt fullt trykk)
  - limited leaks (andel av segmentinnholdet lekker, trykket er lavere enn fullt, men er ikke neglisjerbart)
  - zero pressure leaks (trykket er i praksis 0, dvs. < 0,01 barg)
- For hver prosesskomponent er lekkasjefrekvensen gitt som funksjon av både hullstørrelse og utstyrsdimensjon i form av ulike klasser, mens HSE bare har en frekvens (ikke kontinuerlig som i PLOFAM).
- OGP har frekvenser for tankbrudd, men den er grovere enn HSE sin modell (HSE har mer detaljert oppløsning for tanktyper og hendelser) og den ligger ofte noe lavere i frekvenser enn HSE.

OGP har i tillegg en modell for flaskelekkasjer («small containers»). Denne kan benyttes til å beregne lekkasjefrekvens for små flasker som f.eks. industrigassflasker og propanflasker.

### 3.4.2.4 PLOFAM-modellen

PLOFAM-modellen (Process Leaks for Offshore installations Frequency Assessment Model, ref. /9/) regnes pr. i dag for å være den mest omfattende, avanserte og best validerte modell for beregning av lekkasjefrekvenser i offshore prosessanlegg. Når det gjelder tanker, er den imidlertid mindre nyansert på typer enn f.eks. HSE. PLOFAM er basert på offshore erfaringsdata fra hele UK (data fra HSE) og NCS



(norsk offshore sektor, data fra Petroleumstilsynet) fra 1992 til 2015. Med HSE- og Ptil-krav til format på rapportering av hendelser har det vært mulig å vurdere og klassifisere hver hendelse grundig.

Utstyrskomponentene som er inkludert er som i HSE, men med noen ytterligere klasser. Det som imidlertid skiller PLOFAM mest fra de andre modellene er:

- Frekvensene er avhengig av utstyrets dimensjon
- For hver utstyrsdimensjon er frekvensen en kontinuerlig funksjon av hullstørrelsen fra 1 mm til fullt brudd, med andre ord er det ingen klasser av hullstørrelser og man unngår derfor alle effekter knyttet til overgang mellom klasser. For beregning av risikokonturer er imidlertid normalt kun større lekkasjer relevante
- PLOFAM er validert ved å anvende modellen på tellinger fra 62 plattformer på NCS og sammenliknet med observerte lekkasjefrekvenser på de tilsvarende plattformene

Selv om PLOFAM-modellen er basert på UK og NCS offshore data, viser en gjennomgang (ref. /10/) at det ikke er noen grunn til å anta at dataene er annerledes på landanlegg av tilsvarende størrelse, hvor krav til inspeksjon, testing, vedlikehold etc. er sammenlignbar og hvor prosessfluiden ikke er mer utfordrende enn for systemer med rene petroleumsprodukter. PLOFAM anses derfor som relevant å benytte også for petrokjemiske anlegg, raffinerier, større LNG-anlegg o.l.

PLOFAM er den lekkasjefrekvensmodellen som i størst grad gjenspeiler designforholdene på et anlegg, men også den som er mest omfattende å bruke. Arbeidet med å telle lekkasjekilder vil være på samme nivå som med HSE-modellen.

PLOFAM dekker omtrent de samme utstyrskomponentene som OGP, men har både et vesentlig bedre datagrunnlag og er metodisk mer korrekt. Det anbefales derfor å benytte PLOFAM framfor OGP der det er relevant.

#### 3.4.2.5 HyRAM-modellen

HyRAM er en etablert modell for hydrogenlekkasjer basert på arbeidet ved Sandia National Laboratories i California, ref. /11/. Sandia har jobbet frem disse frekvensene i forbindelse med IEA ekspertgruppearbeid i årene rundt 2005-2010, med deltakelse av sterke fagmiljøer i verden, inkludert blant annet HSE, TNO, INERIS, DNVGL, TELTEK og GEXCON.

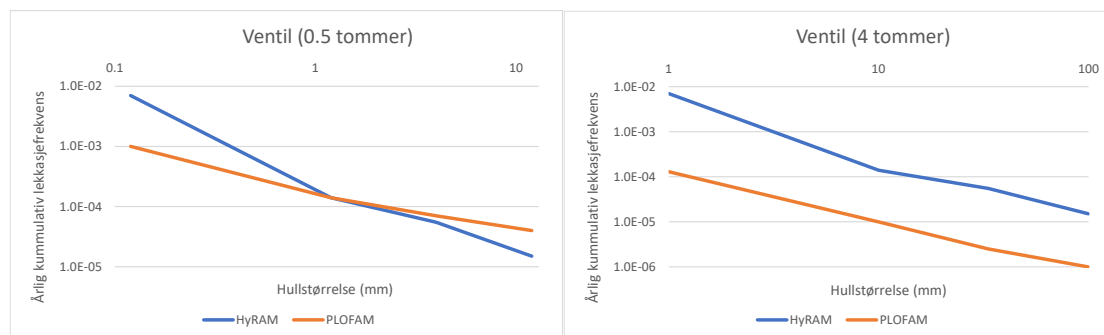
HyRAM har vært benyttet av industrien i mange år, men den vurderes fortsatt som usikker. Om man sammenligner HyRAM med PLOFAM (se Figur 3-3) ser man at de er relativt like for smått utstyr, men at forskjellen blir større når utstyret blir større. Figuren sammenligner ventiler, men samme trend kan også ses på annet utstyr som f.eks. flenser og filtre. Forskjellen skyldes blant annet at HyRAM gir frekvenser basert på relativ hullstørrelse, og korrigerer ikke med størrelsen på utstyret. Merk at for filtre så vurderes HyRAM å være betydelig på den konservative siden. Frekvensene fra HyRAM på filtre bør derfor nedjusteres med en faktor 10-25 når man beregner risikokonturer. Det bør gjøres en vurdering av filtertyper før nedjusteringsfaktor fastsettes.

Selv om HyRAM avviker fra PLOFAM er ikke dette i seg selv et bevis på at HyRAM ikke er anvendbar til hydrogenlekkasjer. PLOFAM er kun validert for offshore prosesslekkasjer i Nordsjøen, og det er usikkerhet knyttet til hvor godt den treffer for prosessanlegg på land (se også kapittel 3.4.2.4). PLOFAM er heller ikke validert mot hydrogenlekkasjer. Det er imidlertid grunn til å tro at HyRAM er mer usikker på større utstyrskomponenter enn på mindre (hvor også hoveddelen av valideringen er utført).

Selv om det altså er usikkerhet knyttet til bruk av HyRAM anbefales denne til bruk for hydrogenanlegg. Det er ingen andre frekvensmodeller som utpeker seg som opplagt mer validert for hydrogenlekkasjer, og det vurderes som en fordel at HyRAM er enkel i bruk og dermed konsistent mellom de ulike brukerne.

HyRAM anbefales også hydrogenlekkasjer i væskeform, selv om det kan argumenteres for at usikkerheten for væskelekkasjer er enda større enn for gasslekkasjer. Det er imidlertid ikke etablert andre modeller som fremstår som opplagt bedre enn HyRAM for hydrogenlekkasjer i væskeform, og det vurderes som en fordel at risikoanalysene kan benytte samme modell for gass- og væskelekkasjer.

På sikt er det ønskelig med en mer validert modell for hydrogenlekkasjer, og disse retningslinjene vil bli revidert når en ny og mer validert modell foreligger.



Figur 3-3 – Sammenligning lekkasjefrekvenser for ventiler fra HyRAM og PLOFAM.

### 3.4.2.6 Lekkasjer fra fylleslanger

For lekkasjer fra fylleslanger generelt anbefales HSE, se kapittel 3.4.2.2.

Shell har presentert data for slangebrudd for LNG-slanger av rustfritt stål basert på erfaring fra anlegg i USA og Europa, ref. /12/. Disse frekvensene er lavere enn de generiske frekvensene for slangebrudd som HSE oppgir, men det vurderes å være rimelig å anta at slanger utviklet for LNG har noe høyere integritet enn generiske slanger siden de vanligvis opererer i et noe strengere sikkerhetsregime. Den samme trenden kan man for øvrig også se på HSE sine frekvenser for tanker hvor LNG-tanker har lavere lekkasjefrekvenser enn generiske tanker. For lekkasjer fra LNG-slanger av rustfritt stål med gjengede endeforbindelser anbefales derfor følgende feilsannsynligheter (fra Shell):

- Fullt brudd: 9.7E-8 pr. fylling
- 25mm hull: 1.9E-7 pr. fylling

Slangebrudd for LPG-slanger er diskutert i en database utgitt av Department of Transportation's Pipeline and Hazardous Materials Safety Administration (PHMSA), Office of Hazardous Materials Safety (OHMS), ref. /13/. Lekkasjedata fra denne databasen antyder at frekvensen for lekkasje fra LPG fylleslanger kan være tilsvarende som for LNG. Men, på basis av at det ikke er registrert slangebrudd ved fylling av LNG på anlegg i Norge, mens det er registrert slangebrudd for fylling av LPG, kan det likevel forventes at frekvensene for LPG ligger noe over LNG men ikke så høyt som HSE. Dersom det ikke gjøres spesielle vurderinger for det analyserte LPG-anlegget anbefales det å sette lekkasjefrekvensen for LPG-slanger midt mellom Shell (LNG) og HSE (generisk). Vurderinger rundt LPG-frekvenser skal diskuteres under usikkerheter, se også kapittel 3.11.

### 3.4.2.7 Frekvens for BLEVE

Det finnes generiske frekvenser for BLEVE (f.eks. så har HSE satt opp en generisk frekvens for BLEVE), men det vurderes som lite treffsikkert å benytte generiske frekvenser for disse hendelsene.

I stedet bør det gjøres vurderinger i hvert tilfelle for hvor sannsynlig det er for at langvarige branner kan eksponere tanker med innhold som kan gå i BLEVE (se kapittel 3.9.1). I denne vurderingen bør det settes opp et enkelt hendelsestre som vurderer frekvenser for langvarige branner og sannsynlighet for at disse eksponerer tanker. Også OGP anbefaler å basere frekvensene for BLEVE på hendelsestrær og sannsynlighet for eksponering av langvarige branner.

De generiske frekvensene som gis av HSE vurderes å være betydelig på den konservative siden, og bør derfor unngås i prosessen med å beregne forventningsrette risikokonturer.

Kald BLEVE kan vurderes som brudd på trykk tanker, og modellene til HSE (kapittel 3.4.2.2) anbefales for dette.

### 3.4.2.8 Bruk av historiske data for anlegg eller selskap

For noen anlegg kan det foreligge historiske data for lekkasjefrekvenser. Det er også selskaper som har historiske data for lekkasjer fra alle sine anlegg.

Dersom man har historiske data for lekkasjefrekvenser som vurderes som relevante for det analyserte anlegget, kan disse tas med i vurderingen av forventet lekkasjefrekvens. Det må i så fall sannsynliggjøres at de historiske dataene har tilstrekkelig pålitelighet til å benyttes til formålet.

De historiske frekvensene kan vektes likt med de generiske frekvensene (diskutert i kapittel 3.4.2.1 til kapittel 3.4.2.7) dersom det foreligger godt dokumenterbare historiske data.

### 3.4.3 Andre lekkasjeårsaker

Utilsiktete utslipp av brennbare eller giftige stoffer som kan representere en risiko for 3. part kan forekomme uten at det skyldes en lekkasje hvis frekvens er dekket av modellene i kapittel 3.4.2. Dette kan f.eks. være runaway reaksjoner eller andre unormale prosessituasjoner som medfører overtrykking med tilhørende brudd eller utslipp fra sikkerhetsventiler. Det kan også forekomme utslipp av giftige stoffer fra atmosfæriske lufterør fra prosessanlegg eller lagertanker, som følge av brann eller utilsiktet blanding av produkter eller mellomprodukter.

Det er derfor en forutsetning at HAZID og HAZOP er gjennomført i tilstrekkelig grad til å avdekke eventuelle muligheter for slike scenarier der dette er relevant. Slike scenarier skal inkluderes i beregning av risikokonturene dersom de gir et vesentlig bidrag.

### 3.4.4 Oppsummering

En oppsummering med anbefalinger er gitt i Tabell 3-1.

I utgangspunktet er alle lekkasjemodeller diskutert i kapittel 3.4.2.1 - 3.4.2.7 egnet til å benyttes i risikoanalyser. I tillegg kan andre modeller eller erfaringsdata benyttes som basis for risikoanalysene, men da må det sannsynliggjøres at den valgte modellen er et mer forventningsrett estimat enn de foreslåtte modellene. Dette kan for eksempel gjøres i en diskusjon om usikkerhet i analysen (se også kapittel 3.11).

Det kan være mange forhold som avgjør hvilke lekkasjemodeller som bør benyttes, og her må det i hvert enkelt tilfelle gjøres en vurdering av hvilken informasjon som er tilgjengelig og hvilken detaljeringsgrad man ønsker på resultatene. I denne oppsummeringen er det gitt en anbefaling på foretrukket modell for ulike typer scenarier.

Merk at de enkleste modellene ofte er de mest konservative, men at det likevel ikke kan gis noen garanti for at de enkle modellene alltid er konservative for alle anlegg. Det er også slik at de mest komplekse modellene kan antas å være mest forventningsrette for de enkelte anleggene, men disse modellen krever mer analyse og blir derfor dyrere å gjennomføre. Eksempelvis, så kan anlegg med spesielt små utstyrsdiameterer lede til konservative lekkasjerater dersom en enkel lekkasjemodell benyttes. Dette fordi at modellene ikke reflekterer små diameterer og de antatte hullstørrelsene kan bli større enn diameteren på utstyret. I slike tilfeller bør en av de komplekse modellene benyttes. Tilsvarende så kan anlegg med spesielt store utstyrsdiameterer og trykk bli underestimert ved bruk av de forenklete modellene, og en av de komplekse modellene bør benyttes.

Tabell 3-1 - Anbefalte data for lekkasjefrekvenser

Karakteristikk	Har/ønsker informasjon om	Anbefalte modeller
Prosessområder	Kun større utstyr og tilhørende mengder. Ikke viktig å detaljere avhengighet av trykk eller utstyrsstørrelse.	RIVM/TNO (ikke for trykktanker, se kapittel 3.4.2.1)
	Begrenset informasjon om enkeltkilder, men ingen hullstørrelsesavhengighet, (ventiler, flenser	HSE

Karakteristikk	Har/ønsker informasjon om	Anbefalte modeller
	pumper, slanger, rør- må telles) i tillegg til større enheter. Tar hensyn til trykk i prosessen/anlegget.	
	Store anlegg (raffinerier, petrokjemiske anlegg, store LNG anlegg etc.) Informasjon om enkeltkilder, må telles. Gir frekvenser avhengig av utstyrsdimensjon og hullstørrelser (kontinuerlige fordelinger)	PLOFAM
Tanker	Alle typer tanker	HSE
Flasker	Propanflasker og lignende	OGP
Slanger	Slanger i prosess	PLOFAM
	Lasting/lossing med slanger til transporttanker	HSE
	LNG-slanger	Gassnor (Shell)
	LPG-slanger	Se kapittel 3.4.2.6
Hydrogen	Alle hydrogenlekkasjer	HyRAM (må justere frekvens for filtre, se kapittel 3.4.2.5)
BLEVE	Alle typer BLEVE	Beregnes med hendelsestre (se kapittel 3.4.2.7)

## 3.5 Analyse av lekkasje og spredning

### 3.5.1 Modellering av lekkasjen

En god beskrivelse av utslippet er en forutsetning for at den påfølgende spredningsanalysen og eventuelt eksplosjonsanalysen skal bli god nok.

Det er to trinn i lekkasjeforløpet frem til en kilde for spredningsanalysen. Første trinn er å bestemme selve lekkasjeraten ut av hullet, andre trinn er å bestemme fase og termodynamisk tilstand rett utenfor hullet som start for spredningsanalysen. Kilden i spredningsanalyser ved gasslekkasjer (uansett om man benytter CFD eller en empirisk modell) er ikke selve hullet, men vil være der hvor etterekspansjonen av gassen har brakt trykket ned til omgivelsestrykket, dvs. ved den såkalte Mach-disken (normalt  $\leq 1$  m fra hullet).

Disse forløpene krever anvendelse av ulike fysiske modeller, både i forhold til de to trinnene og i forhold til fasen (tilstanden) til fluidet før lekkasjen.

Merk at dersom valg av utslippssted (for eksempel høyde over bakken) kan påvirke risikokonturene, bør lekkasjestedene fordeles på en mest mulig realistisk måte i henhold til fordelingen av definerte utslippspunkter.

#### 3.5.1.1 Lekkasjerate gjennom hullet

Fluidet kan strømme ut som en ren gass, ren væske eller en kombinasjon av væske og gass avhengig av hvilken type fluid/fase man har og hvor på segmentet lekkasjen er. Det som er avgjørende er fluidets termodynamiske tilstand i beholderen:

- Hvis fluidet har en temperatur  $>$  kokepunktet til væsken ved beholdertrykket, vil fluidet være gass

- Hvis fluidet har en temperatur mellom kokepunktet til væsken ved beholdertrykket og omgivelsestrykk, vil trykkfallet under lekkasjen medføre at væsken vil koke. Avhengig av graden av overheting, vil kokingen (gassbobledannelse) starte i væsken før lekkasjehullet eller eventuelt i lekkasjehullet. Dette påvirker tettheten av fluidet i hullet og dermed lekkasjeraten. All fordamping krever varme som tas fra væsken, så hvor mye som faktisk koker av vil være avhengig av væsketemperaturen over kokepunktet, dvs. graden av overheting. Dette er kompliserte fysiske prosesser som kan tilnærmes med ulike beregningsmodeller. Hvis væsken har komponenter med ulike kokepunkt, må dette vurderes spesielt
- Hvis fluidet har temperatur lavere enn kokepunktet ved omgivelsestrykket, vil væsken dampe av uten koking ettersom trykket faller i lekkasjen. Andelen som damper av er bestemt av damptrykkkurven for væsken, men avdampingen tar noe tid

Empiriske verktøy har ulike enklere modeller for å håndtere de forskjellige termodynamiske scenariene. For mer kompliserte situasjoner bør mer avanserte modeller benyttes.

Hvis lekkasjen ikke er gjennom et hull i en beholder, men i et rør, vil det redusere lekkasjeraten avhengig av hullstørrelse og lengden av røret. Ved korte rør kan enkelte empiriske modeller benyttes, ved lange rør kan egnede beregningsmodeller for rørsystemer benyttes for å bedre presisjon på utslippsrate.

Lekkasjemodellene antar fri strømming ut av hullet. Spesielle forhold som stort temperaturfall og høy fuktighet som kan medføre isdannelse, kan delvis blokkere åpningen og redusere utslippsraten sammenlignet med det som lekkasjemodellene beregner. For fluider man ikke har erfaring med bør det undersøkes i litteraturen/ulykkes-databaser om det finnes erfaringer om hvordan en slik lekkasje arter seg. Vurder så om denne erfaringen kan overføres til det aktuelle scenariet.

### 3.5.1.2 Tilstand umiddelbart utenfor lekkasjen - Nærfeltet

Her er situasjonen avhengig av om det er en ren gasslekkasje eller en flerfaselekkasje.

Ved en gasslekkasje med kritisk strømming og overekspandert jet vil luft blandes inn i jetten før Mach-disken. Det er da viktig med god beregning av luftinnblandingen slik at startlekkasjen i en CFD-simulering får korrekt gass-luft konsentrasjon, temperatur og hastighet.

Fordi varmekapasitet for metan og naturgass er høyere enn for luft, vil enkelte lekkasjer kunne opptre som tung gass ved ett blandingsforhold med luft, og lett gass ved et annet blandingsforhold, noe som gjør at gassen initielt kan være lettere enn luft, men blir tyngre enn luft ved utblanding. Luftfuktighet og temperatur kan påvirke disse forholdene. Sikkerhetsdatatabladet alene vil derfor ikke være tilstrekkelig for å vurdere hvordan en lekkasje vil spre seg.

Ved 2-fase eller rene væskelekkasjer vil væsken kunne rives opp i dråper eller danne en spray. Avhengig av dråpestørrelsene vil en større eller mindre del av væsken felles ut og danne en væskedam. Det er flere ulike mekanismer som bestemmer utslippets tilstand direkte utenfor lekkasjen:

- Mekanisk oppriving av væsken til dråper. Det er den dominerende mekanismen for væske med temperatur under kokepunktstemperaturen i omgivelsene. Oppbrytningen og dråpestørrelser er bestemt av hull diameter, væskens hastighet og tetthet, overflatespenning og viskositet. For små hull vil selv relativt lave trykk (størrelsesorden bar) kunne gi spraydannelse. Væske som renner ned vertikale flater og treffer horisontale profiler kan også medføre oppriving i dråper og dannelse av gasskyer, ref. /14/
- Oppriving av væsken grunnet koking og ekspansjon av gassbobler. Dette er den dominerende mekanismen for overhete væsker (og BLEVE, se kapittel 3.9.1), jo større grad av overheting jo større andel rives opp til dråper. Det viktigste for den videre spredningsberegningen er hvor stor andel av væsken som faller ut og danner en væskedam, og hvor stor andel som blir spray som følger gassen i spredningen. Andelen av væsken som faller ut som store dråper er bestemt av dråpestørrelsesfordelingen som er vesentlig mer usikker enn den gjennomsnittlige dråpestørrelsen, så for problemstillinger hvor spray kontra væskedam er

viktig bør det gjøres sensitiviteter i forhold til grad av væskeutfall. Ved nedkjøling av gassen vil også kondensasjon kunne bidra til dråpedannelse. På grunn av flashing vil temperaturen i 2-fase tåken synke og skyen (med eller uten tåkepartikler) vil normalt oppføre seg som tung gass

- For væsker med flere komponenter med ulike kokepunkt må spesielle vurderinger gjøres. Avhengig av komposisjon, trykk og temperatur vil slike utslipp kunne bli en kombinasjon av spray og væskedam hvor gasskomponenter koker av eller atomisert spray med ingen eller minimal rainout
- Ved utslipp fra trykksatte flerfasetanker kan trykkfallet som følge av utslippet medføre en betydelig fordamping, slik at gassmengden som lekker ut kan bli flere ganger større enn opprinnelig gassinhold i segmentet
- Lokale vindforhold vil kunne påvirke fordampingsrate fra væskedammer, så for scenarier hvor fordamping er viktig bør forhold som påvirker de lokale vindforholdene vurderes
- Ved utslipp av LNG vil avdampingsraten være dominert av varmeoverføring fra grunnen som igjen er bestemt av temperaturforskjellen mellom væskedam og grunn. Avkjøling av grunnen vil etterhvert redusere avkokingen og dermed påvirke både spredningen av væskedammen (med mindre den ikke er begrenset av diker eller liknende) og avdampingsraten som kildestyrke for spredningen i fjernfeltet. Det vises til ref. /15/ og /16/ for modeller som beskriver avdampingsrater for LNG væskedammer
- Valg av modellparametere (for eksempel "Konstant entropi" eller "Konstant entalpi") vil også kunne påvirke resultatene av simuleringene. Det gis ikke detaljerte retningslinjer for bruk av modellparametere her, men dette må vurderes for modelleringen av det enkelte utslipp

### 3.5.2 Fjernfelt

For at risikokonturene skal representere virkeligheten best mulig er det avgjørende at modelleringen av de simulerte scenarioene er mest mulig fysisk realistiske. Det må derfor alltid vurderes om det er spesielle forhold ved anlegget som krever at man velger en gitt type modelleringsverktøy for å simulere lekkasje til fjernfeltet.

Det finnes i prinsippet to typer simuleringsverktøy for å beregne spredning i fjernfeltet fra en lekkasje; empiriske verktøy og CFD-verktøy:

- Empiriske verktøy (også kalt integralverktøy eller 2D verktøy) regner på forenklete fysiske modeller som er avstemt slik at de i best mulig grad gjenskaper eksperimentelle forsøk. Disse modellene er robuste og meget raske, men de tar i liten grad hensyn til de faktiske fysiske forholdene ved anlegget som blir analysert
- CFD-verktøy søker i større grad å simulere fysikken (Navier-Stokes ligninger) i utslippet, men også her brukes noen forenklete modeller for å gjøre simuleringene raskere. For eksempel benyttes ofte turbulensmodeller og subgrid geometrimodeller (porøsitetsmodeller) for å estimere effekten av fysikk som skjer på en mindre skala enn det som kan håndteres av den valgte oppløsningen på diskretiseringsmodellen

Ingen av disse to typene simuleringsverktøy kan betraktes som alltid å være konservative. Brukeren må derfor være godt kjent med begrensningene og usikkerhetene knyttet til hver av typene simuleringsverktøy og søke å alltid benytte den typen som er mest hensiktsmessig for det analyserte anlegg.

Empiriske verktøy og CFD-verktøy produserer svært like resultater for brennbarhet/giftighet i områder hvor fjernfeltet har ingen eller små obstruksjoner som kan påvirke gassspredningen (se ref. /17/). I anlegg hvor dette kan sies å være tilfelle, vil det være mulig å få gode estimater for gassspredning med begge typer modelleringsverktøy.

Dersom man skal analysere et anlegg hvor en av de følgende karakteristikkene gjelder bør CFD-verktøy vurderes:

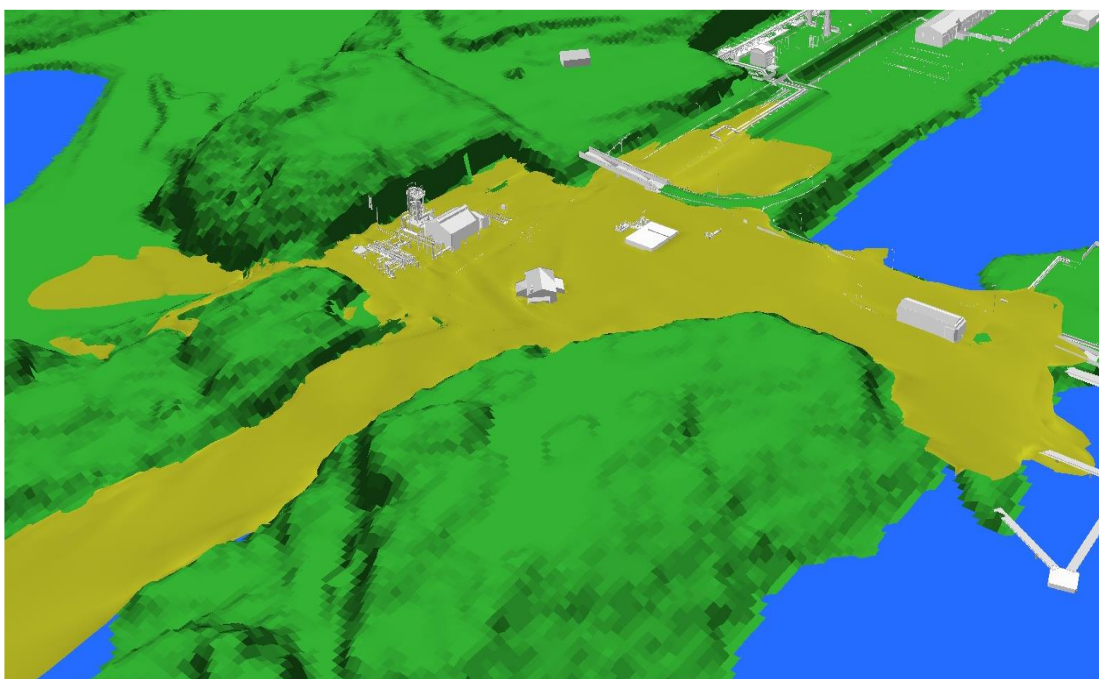
- **Terreng.** Dersom anlegget ligger så nære terreng at dette i betydelig grad vil påvirke spredningen av gass til fjernfeltet. Dette gjelder særlig dersom anlegget kan produsere utslipp av tung gass som kan bli fanget og ledet av terrenget, se Figur 3-4, for slike scenarier kan empiriske verktøy være ikke-konservative. Fjellskrenter og bratt terreng kan også utgjøre naturlige barrierer som i stor grad hindrer spredning av tung gass i visse retninger, om empiriske verktøy benyttes for slike scenarier vil det kunne resultere i for store risikokonturer
- **Store bygninger.** Dersom det finnes bygninger eller andre obstruksjoner som vesentlig påvirker spredningsbildet (som f.eks. endringer i lokale vindforhold, resirkulering, blokkeringer og retningsendringer i forhold til hva empiriske verktøy ville predikert)
- **Komplekse eller store diffusive utslipp.** Dersom utslippene kommer fra oppsamlingsbasseng med komplekse eller store arealer, så vil en tilnærming med punktutslipp kunne gi betydelig usikkerhet i resultatene
- **Utslipp i utstyrstette områder.** Dersom bevegelsesenergien i et utslipp i betydelig grad absorberes ved at gasstrømmen (jet) treffer prosessutstyr eller bygninger. Når bevegelsesenergien absorberes av prosessutstyr, vil innblandingen av luft reduseres (jetthastigheten stoppes mekanisk istedenfor gjennom friksjon med luft), og den brennbare eller giftige gassen vil dermed kunne nå lengre før den er tynnet ut. I slike tilfeller kan empiriske verktøy være ikke-konservative. Dersom et høyhastighetsutslipp treffer en liten flate (bygg eller lignende), vil impulsen bli endret betydelig i både retning og størrelse. I slike tilfeller vil empiriske modeller ikke representere fysikken tilstrekkelig, se Figur 3-5. I utstyrstette områder kan det også forventes at lokale vindhastigheter er betydelig lavere og annerledes enn vindfeltet ved nærmeste målestasjon, noe som må tas høyde for i analyser, særlig ved bruk av enklere empiriske verktøy
- **Spesielle scenarier.** I helt spesielle scenarier opererer man utenfor intervallet hvor de empiriske modellene er gyldige. Et eksempel på dette er utslipp av tung gass i lav vind ( $< 1\text{m/s}$ ), hvor empiriske verktøy kan ha begrensede simuleringsmuligheter. Merk at det kan finnes områder hvor også CFD-verktøy opererer utenfor et domene hvor det er tilstrekkelig testet

Alternativt - om empiriske verktøy benyttes - må man beskrive usikkerheter knyttet til antagelser om forhold som nevnt over, og eventuelt hvordan man har søkt å kompensere for slike forhold.

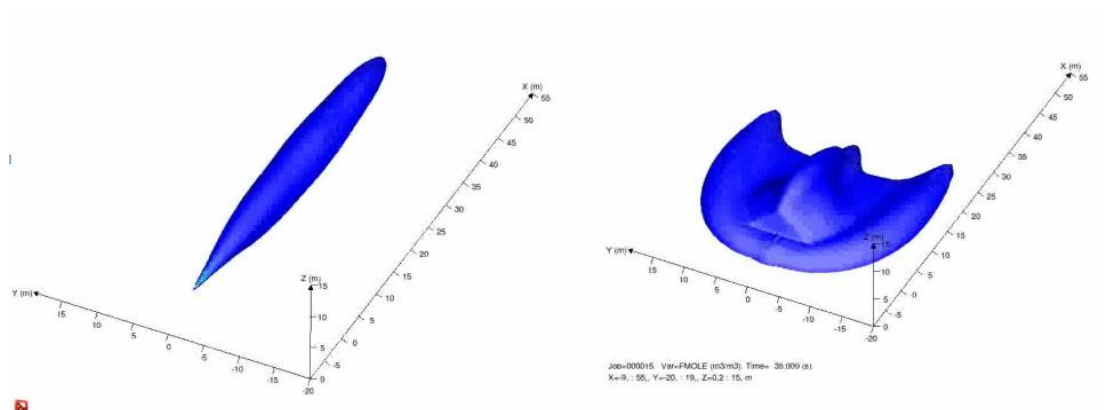
For beregning av giftige konsentrasjoner over lange avstander i fjernfeltet kan det være enkelte utfordringer ved bruk av CFD. På grunn av regnetid kan det være utfordrende både å modellere nærfeltet med god presisjon, og samtidig representere fjernfeltet på en bra måte. Ved modellering av slike scenarier bør den som utfører studiet kjenne til gyldighet/begrensninger, relevante valideringstester og retningslinjer for bruk av verktøyet for slike situasjoner. Turbulenseffekter som skyldes oppdrift som følge av lokal soloppvarming er vanskelig å gjenskape med CFD (Pasquill A, B, C-stabilitet), og CFD verktøy gir gjerne konservative fareavstander i slike situasjoner. Empiriske verktøy kan være mer robuste og enklere i bruk for slike situasjoner selv om disse heller ikke klarer å modellere de lokale effektene av for eksempel små obstruksjoner og varierende varmeovergangstall fra underlaget. Ved bruk av empiriske verktøy må man imidlertid forsikre seg om at det ikke er viktige elementer med modellering nær utslippet som utelates og at det ikke er scenarier med lav vind som ikke lar seg modellere. Empiriske verktøy gjensker med god nøyaktighet eksperimentene de er kalibrerte for, men så snart forutsetningene endres fra eksperimentene øker usikkerheten betydelig også for empiriske verktøy. For beregning av giftige konsentrasjoner i fjernfeltet er det derfor usikkerhet knyttet til resultatene både for CFD og for empiriske verktøy, og denne usikkerheten må derfor diskuteres i risikoanalysen (se også kapittel 3.11).

Valget av typen modelleringsverktøy til fjernfeltet vil kunne ha stor effekt på risikokonturene, og det må derfor dokumenteres at dette er vurdert i risikoanalysen.





Figur 3-4 - Lekkasje av tung gass (gul farge) i område med variert terreng. Figuren viser at resultatfeltet påvirkes sterkt av terrenget ved utslipp av tung gass



Figur 3-5 - Ikke-obstruert lekkasje (til venstre) og samme lekkasje med 3x3 meter obstruksjon (høyre). Figuren illustrerer at om lekkasjer treffer bygninger vil løsningsfeltet kunne endre seg betydelig

### 3.5.3 Største utbredelse av lekkasjer

Turbulente fluktuasjoner og små endringer i vindfeltet vil gi fluktuasjoner i det reelle skyfeltet selv om lekkasjen er stasjonær. Disse fluktuasjonene kan modelleres med CFD, men det krever komplekse simuleringer med lang simuleringstid. Stasjonære (steady-state) beregninger vil imidlertid representere et godt estimat på en gjennomsnittlig største utbredelse (ved noen tidspunkter vil skyen strekke seg lengre og ved andre tidspunkter kortere), og i forhold til forventningsrette risikokonturer anbefales det derfor å benytte stasjonær tilstand som grunnlag for å bregne dødelighet (50% dødelighet skal brukes som terskelverdi, se kapittel 4.2.1).

For brennbare skyer anbefales det derfor å benytte LEL av stasjonær tilstand som grunnlag for å beregne dødelighet.



## 3.6 Analyse av tenning

### 3.6.1 Generelt

Tenning forutsetter at det er en brennbar konsentrasjon av gass, enten som følge av et gassutslipp eller som avdamping fra en væske, som eksponeres for en tennkilde. For væsker forutsetter dette at de har en temperatur som gir tilstrekkelig avdamping. Normalt vil væsker med høyt flammepunkt (over 60 °C) ikke ansees som brannfarlig uten å være oppvarmet. Merk imidlertid at spraylekkasjer av denne type væsker kan tenne ved lavere temperaturer enn 60 °C. Se kapittel 3.5.1.2 for diskusjon av spraylekkasjer.

Sannsynligheten for antenning av en lekkasje er et produkt av to sannsynligheter:

- Sannsynligheten for at skyen som lekkasjen genererer eksponerer tennkilder. I realiteten vil lekkasjeraten avta med tid og i kombinasjon med vind eller ventilasjonsforhold vil skystørrelsen og dermed eksponerings sannsynligheten også variere i tid, dvs. være transient
- Sannsynlighet for antenning gitt eksponering av tennkilder, normalt kalt tennintensiteten

Tenning kan enten skje umiddelbart etter lekkasjen og resulterer da i en brann, eller den kan skje etter en tidsforsinkelse og resulterer da i en eksplosjon eller flashbrann etterfulgt av en brann så lenge lekkasjen varer. De ulike tennsannsynlighetsmodellene håndterer forholdet mellom umiddelbar og sen tenning på forskjellige måter. Dette påvirker sannsynligheten for forsinket tenning i større grad enn for umiddelbar tenning, hvilket er vesentlig for eksplosjonsrisikoen men av mindre betydning for brannfrekvensen.

Det vil også være ulike typer tennkilder som må håndteres forskjellig:

- Tennkilder inne i anlegget. Dette er hovedfokus for alle modeller, det finnes historisk dataunderlag selv om det er noe begrenset, og er derfor dekket, men i ulik grad av detaljering. Tennsannsynligheten for spesielle tennkilder som f.eks. fyrte enheter, er såpass avhengig av detaljutformingen at de bør vurderes i hvert tilfelle. Ved selvantenning settes tennsannsynligheten =1.0.
- Tennkilder utenfor anlegget. For vurdering av tenning utenfor anlegget skal det gjøres ulike vurderinger for ulike bruk av risikokonturene:
  - For beregning av risikokonturer til bruk ved arealplanlegging skal total tennsannsynlighet settes lik 1.0. Dette gjøres fordi tennsannsynligheten ellers vil være avhengig av aktivitetsnivå, tetthet av bebyggelse etc., og det er ikke formålstjenlig at utstrekningen av hensynssonene skal være avhengig av slike forhold. Tennsannsynligheten vil uansett være høy da det ikke er krav til tennkildekonsroll utenfor anleggets grenser. Merk at tennsannsynlighet = 1.0 ikke direkte følger prinsippet om forventningsrette analyser (se kapittel 1.5), og det gis derfor veiledning i hvordan tenning utenfor anlegget kan gjøres så forventningsrett som mulig i kapittel 3.6.6.
  - For beregning av risikokonturer som ikke skal brukes i arealplanlegging kan det benyttes en tennsannsynlighet  $\leq 1$  utenfor anlegget dersom dette kan dokumenteres å være mer forventningsrett. Et eksempel kan være beregning av risikokonturer for et anlegg som befinner seg inne på et industriområde hvor det er krav til tennkildekonsroll og hvor risikokonturene ikke strekker seg ut over industriområdet.
  - Kvantifisering av tenning utenfor anlegget må tillegges betydelig usikkerhet. Det er stor variasjon av type tennkilder utenfor et anlegg, det er mangelfullt historisk underlag og samtidig er det ingen tennkildebeskyttelse, noe som medfører en usikker og potensielt meget høy tennintensitet. Tenning utenfor anlegget dekkes heller ikke av de standard tennmodellene diskutert i kapittel 3.6.2 – kapittel 3.6.4. Det må derfor gjøres egne vurderinger av tennkilder hvor det vesentlige er å se på sannsynligheten for å eksponere disse siden tennintensiteten uansett vil være høy.

Lekkasje av væsker med temperatur over selvantennelsestemperaturen vil kunne tenne når de kommer i kontakt med luft. Dette er spesielt aktuelt på raffinerier hvor deler av prosessen har høye temperaturer.

Det er hovedsakelig 3 ulike tenningmodeller som benyttes:

- RIVM
- OGP
- MISOF (revidert versjon av OLF-modellen)
- HyRAM (for hydrogen)

Disse modellene håndterer eksponeringssannsynlighet og tenningsintensitet på ulike måter som krever ulike grad av informasjon og derfor medfører ulik grad av forenklet eller omfattende analysemodell for å anvende modellene. Valg av modell må derfor tilpasses nivået på risikoanalysen. For scenarier som involverer lettantennelige gasser som f.eks. hydrogen bør tenningsannsynlighetene vurderes spesielt.

Det finnes også andre meget enkle modeller hvor tenningsannsynligheten er bestemt av arealet av et område med tennekilder som eksponeres for en sky, men det anbefales da heller å benytte OGP modellen da den er like enkel å bruke, er bedre validert, og gir et mer nyansert bilde av tenningsannsynligheten.

### 3.6.2 RIVM-tenningmodell

RIVM-modellen (ref. /3/) er meget enkel, men er likevel et produkt av en faktor som tar hensyn til eksponeringssannsynligheten og en faktor som representerer tenningsintensiteten:

- Eksponeringssannsynligheten er kun en faktor som brukeren selv må bestemme uten at det er gitt noen retningslinjer for hvordan dette bør gjøres
- Tenningsintensiteten er gitt som en faktor som øker omvendt eksponensielt som funksjon av tid fra 0 til 1. Ulike tennekilder karakteriseres ved ulike tenningsannsynligheter ved eksponering i 1 min, noe som enkelt kan omregnes til en karakteristisk konstant i eksponensialfunksjonen

Tenningsintensiteten inne i et anlegg er kun gitt for kjeler og ovner og er derfor lite anvendelig for de fleste anlegg. Modellen gir også tenningsintensiteter for 3. parts tennekilder:

- Naboanlegg
- Hus og kontorer pr person
- Høyspentlinjer
- Skip
- Kjøretøy og tog

For beregning av risikokonturer til bruk ved arealplanlegging skal imidlertid sannsynligheten for tenning gitt eksponering utenfor anleggets grenser settes til 1, ref. kapittel 3.6.5.

### 3.6.3 OGP-tenningmodell

OGP-modellen (ref. /18/) refererer til UKOOA modellen (ref. /19/) som ble utviklet av Energy Institute i UK i 2006 basert på HSE-data fra land og offshore anlegg og dekker derfor eksplisitt både landanlegg og offshoreanlegg. Tenningsannsynligheten gis som kurver eller korrelasjoner som funksjon av lekkasjerate for:

- Ulike typer anlegg og områder på landanlegg (og offshore)
- For gass, olje og LNG
- Ulike ventilasjonsforhold i områdene
- I noen grad for ulik tetthet av utstyr

Korrelasjonene gir totale tenningsannsynligheter, dvs. summen av umiddelbar og sen tenning. Den umiddelbare tenningsannsynligheten er satt til 0,001 for alle utslipp slik at alle korrelasjonene starter på

0,001 for lekkasjerate 0 kg/s. Tennsannsynligheten avtar med tid hovedsakelig pga. at gasskyen ikke vil eksponere nye tennkilder når den har nådd sitt maksimum.

OGP/UKOOA modellen er enkel i den forstand at den ikke forutsetter en modell for eksponerings sannsynlighet, men gir den totale tennsannsynligheten direkte.

I og med at OGP/UKOOA modellen ikke tar hensyn til de transiente forholdene ved en lekkasje er den velegnet til bruk i analyser som ikke inkluderer modeller for transiente skyforløp.

Tennsannsynligheten for en gitt lekkasjerate kan derfor bestemmes uten å beregne noen skystørrelse, men for å beregne konsekvensene må nødvendigvis skystørrelsene som den gitte lekkasjeraten medfører beregnes.

OGP/UKOOA-modellen har blitt testet mot MISOF ved å analysere utvalgte offshoreanlegg med begge modellene. For relativt åpne områder uten spesielle tennkilder som gassturbiner, dieselmotorkjøretøyer og pumper/roterende utstyr gir OGP/UKOOA-modellen generelt noe høyere totale tennsannsynligheter enn MISOF hvilket virker rimelig i og med at det er en enklere modell enn MISOF. Med slike spesielle tennkilder i området forventes det at OGP/UKOOA kan gi noe lavere tennsannsynlighet enn MISOF.

Merk at OGP/UKOOA modellen ikke er egnet for nedkjølte kondenserte gasser, væskepøler med høy fordampning, subsoniske gassutslipp og ikke-moment drevne utslipp, slik som utslipp som følge av fullt brudd på atmosfæriske tanker. Modellen foreslår alternative metoder for slike utslipp som kan adapteres. For væskeutslipp med høy avdampning anbefales det å kombinere korrelasjonene med tennsannsynligheter for gass/LPG, og for atmosfæriske lagringstanker anbefales det å benytte OGP's «Storage incident frequencies». Se kapittel 3.1 i OGP/UKOOA for videre informasjon.

OGP refereres noen ganger til som IOGP (International Association of Oil & Gas Producers). Merk at OGP også refererer til flere andre tennmodeller (MISOF, OLF, TDIIM, RIVM og CCPS) som ikke alle omtales i disse DSB retningslinjene.

### 3.6.4 MISOF-tennmodell

MISOF (Modelling of Ignition Sources on Offshore Oil and Gas Facilities), ref. /20/, er en revisjon av den tidligere OLF-modellen. Den skiller seg fra de andre modellene ved at den er:

- Den mest omfattende modellen
- Den eneste som tar hensyn til det transiente forløpet av en gassky
- Basert på et omfattende statistisk underlag fra UK og NCS
- Er samkjørt med PLOFAM slik at kombinasjonen av PLOFAM og MISOF reproducerer den historiske frekvensen for antente prosesslekkasjer offshore
- Kan ta hensyn til spesifikke tennkilder som antall roterende utstyr, luftinntak til gassturbiner og dieselmotorer, varmt arbeid og ulik grad av Ex-beskyttelse
- Kan ta hensyn til nødavstengning og utkobling av tennkilder

MISOF gjelder for prosessområder med typisk utstyrstetthet som offshore, ikke for åpne relativt tomme områder mellom ulike prosessområder hvor tettheten av potensielle tennkilder er vesentlig lavere.

For eksponering av ikke-Ex-utstyr i uklassifiserte områder har MISOF en enkel korrelasjon mellom tennsannsynlighet og volumet av det eksponerte området. Den kan benyttes på alle områder som har sammenliknbar tetthet av elektrisk utstyr som et uklassifisert område offshore.

MISOF har ingen modell for tennkilder utenfor området, kun for standard prosessutstyr og varmt arbeid (unntatt luftinntakene til dieselmotorer og turbiner). Slike tennkilder må derfor vurderes spesielt.

Detaljeringsnivået i MISOF forutsetter en omfattende analyse hvor bl.a. transiente skyforløp modelleres. Fordelen er at den gir en vesentlig mer designspesifikk tennsannsynlighet enn spesielt RIVM, men også OGP/UKOOA. Dette gir vesentlig større mulighet til å undersøke effekten av ulike tiltak for eventuelt å redusere tennsannsynligheten i et anlegg.

Det bemerkes at MISOF er basert på oddshore prosessmoduler hvort utstyrstettheten kan antas å være høyere enn for typiske landanlegg (som ofte har mer areal tilgjengelig), og i det forventes derfor at MISOF gir i gjennomsnitt et noe konservativt estimat for klassifiserte områder på land.

### 3.6.5 Hydrogen tenmodell

Hydrogen er meget lettantennelig over et stort brennbarhetsområde og krever spesielle modeller for tenning (hydrogen er brannbart i konsentrasjoner mellom 4% og 74% i luft og har en størrelsesorden lavere tennenergi enn f.eks. hydrokarboner for konsentrasjoner i luft over 20%).

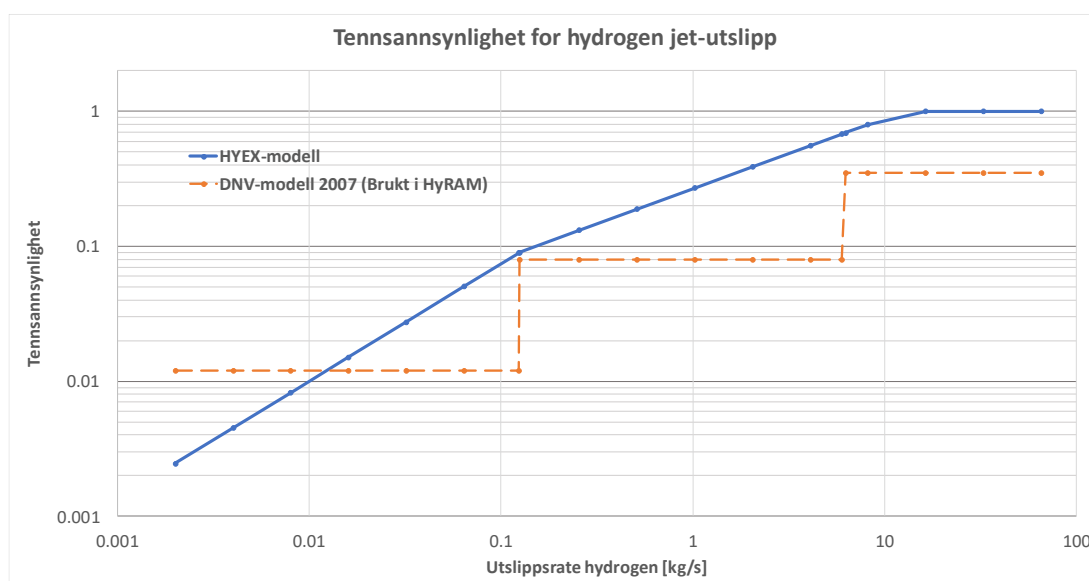
Sandia National Laboratories (HyRAM-modellen, ref. /21/) anbefaler en modell for antenning av hydrogen. I denne modellen er 2/3 av total tennsannsynlighet umiddelbar tenning og 1/3 forsinket tenning. Umiddelbar tenning fører til brann, mens forsinket tenning fører til eksplosjon (med en påfølgende brann).

HyRAM oppgir imidlertid tennsannsynligheten i stegfunksjoner og har ingen raffinering av lekkasjer over 6.25kg/s (alle lekkasjer over 6.25kg/s har samme totale tennsannsynlighet på 35%). I tillegg viser litteraturen, se for eksempel ref. /22/, at tennsannsynligheten for hydrogen kan være betydelig høyere enn det som HyRAM-modellen oppgir dersom lekkasjen har høyt baktrykk (over 100 barg) og dertil høy lekkasjerate. I ref. /23/ er det presentert en ny tenmodell som er basert på DNV-modellen for små lekkasjerater, mens den er forbedret ved å gjøres kontinuerlig som funksjon av lekkasjerate samt at den tar høyde for at store lekkasjer kan ha betydelig høyere tennsannsynlighet enn det som HyRAM-modellen foreslår. Samme modell er senere presentert i /22/, som i motsetning til /23/ også er allmenn tilgjengelig. Denne nye HYEX-modellen i ref. /22/ og /23/ er illustrert i Figur 3-6, og er uttrykt matematisk med

$$Tennsannsynlighet = \text{Minimum}(1.0; 0.55 \times \text{Lekkasjerate}^{0.87}; 0.267 \times \text{Lekkasjerate}^{0.52})$$

Merk at ved bruk av denne modellen vil alle lekkasjer over 12.5kg/s få en total tennsannsynlighet på 1.0. Fordelingen mellom umiddelbar tenning og forsinket tenning er den samme som for DNV-modellen (2/3 umiddelbar tenning). Merk også at modellen framsatt i ref. /22/ og /23/ er beskrevet som en midlertidig modell, men i samtaler med modellens forfatter Olav Roald Hansen (HYEX) bekreftes det at det foreløpig ikke foreligger noe informasjon fra nyere studier som antyder at modellen bør justeres.

HYEX (den justerte HyRAM-modellen fra ref. /22/ og /23/) anbefales derfor som tenmodell for hydrogenlekkasjer.



Figur 3-6 – Anbefalt total tennsannsynlighet for hydrogenlekkasjer, ref. /22/ og /23/

HYEX-modellen er opprinnelig satt opp for frie jettlekkasjer, men den anbefales også til bruk ved tankbrudd og ved lekkasje av flytende hydrogen.

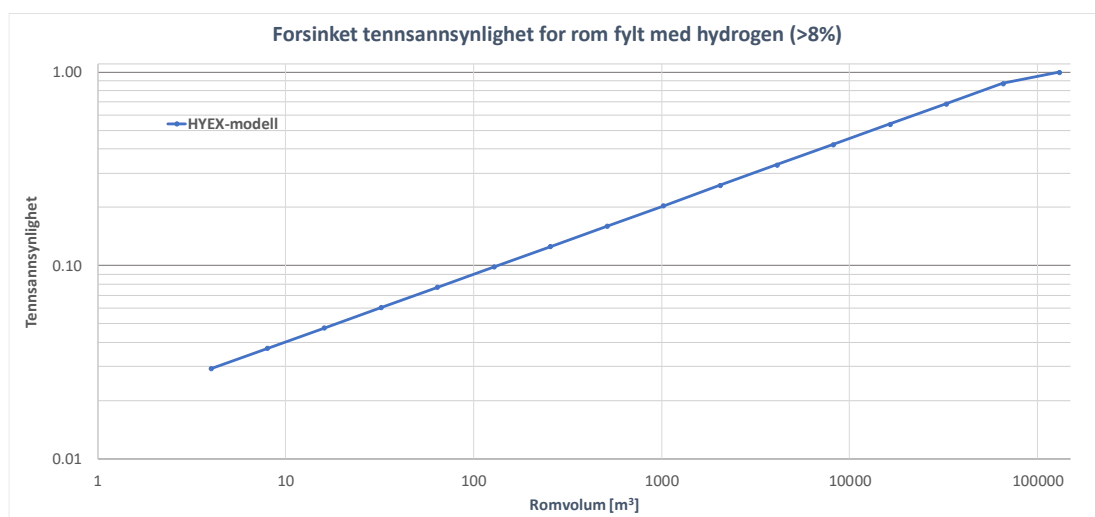
Ved tankbrudd er det imidlertid usikkerhet rundt hvorvidt forsinket tenning vil forekomme eller om nær 100% tidlig tenning kan forventes, og dermed hvor mye av energien som skal benyttes til eksplosjonsberegninger. Her anbefaler HYEX å beholde 1/3 forsinket tennings sannsynlighet og eksplosjon tilsvarende 20-50% av energien inntil eksperimenter tilsier noe annet. Dette bør diskuteres som en del av usikkerheten ved analysen, se kapittel 3.11.

Ved lekkasje av flytende hydrogen (LH2) er baktrykket og dermed bevegelsesenergien i lekkasjen lavere enn for frie jet-lekkasjer. Som følge av lavere utslippsmomentum og lavere temperatur er det ikke usannsynlig at tennings sannsynlighet vil være lavere. På den annen side vil et utslipp av flytende hydrogen gi langsommere uttynning i luft, og dermed lengre fareavstander, i tillegg vil skyen vise tunggass-oppførsel og holde seg langs bakken opptil flere hundre meter for store utslipp. Som et eksempel utførte DNV GL på vegne av Statens Vegvesen eksperimenter med utslipp av flytende hydrogen i 2019/2020 hvor ble det målt 22-23% hydrogenkonsentrasjon 30m fra utslipp av 0.8 kg/s LH2 (ref. /24/). For et høytrykksutslipp med samme rate ville konsentrasjonen kun vært i størrelsesorden 5% på denne avstanden. Ved mer erfaring med LH2-utslipp og antenning kan modellen vurderes justert, i mellomtiden kan det være hensiktsmessig å benytte samme modell som for jet-lekkasjer. Tenning utenfor anlegget skal uansett settes lik 1.0 for alle lekkasjer, se kapittel 3.6.6.

For å ta høyde for at lekkasjer innendørs kan gi akkumulering av gass og dermed økt (eller redusert) gasskvolum foreslås det for lekkasjer som kan fylle hele rommet til konsentrasjoner over 8% å justere forsinket tennings sannsynlighet på følgende måte:

$$Tennings\ sannsynlighet\_forsinket\_innelukket = \text{Minimum}(1.0 - P(\text{tidlig}); 0.018 \times \text{Romvolum}^{0.35})$$

I denne ligningen representerer  $P(\text{tidlig})$  2/3 av total tennings sannsynlighet fra Figur 3-6. Bidraget fra forsinket tenning innendørs er også presentert grafisk i Figur 3-7. Merk at bidraget fra tidlig tenning er utelatt i Figur 3-7 fordi dette bidraget er en funksjon av lekkasjerate, mens forsinket tenning er en funksjon av romvolumet. Det betyr at Figur 3-7 er en betinget sannsynlighet og må ses i sammenheng med sannsynlighet for tidlig tenning. For innendørs lekkasjer som ikke kan fylle hele rommet til konsentrasjoner over 8% benyttes modellen for frie jet-lekkasjer, se Figur 3-6.



Figur 3-7 – Anbefalt betinget bidrag fra forsinket tenning innendørs

### 3.6.6 Tenning utenfor anlegget

For at hensynssonene skal være formålstjenlige i arealplanleggingen må de være uavhengige av hva som befinner seg utenfor anlegget.

Det er likevel ønskelig at hensynssonene i størst mulig grad reflekterer anleggenes utforming og tilhørende sikkerhetssystemer. Siden det ikke er tennkildekontroll utenfor anlegget må vurdering av tenning utenfor anlegget baseres på om anleggene har sikkerhetssystemer som kan redusere hvor langt utenfor anlegget den brennbare skyen kan nå, samt hvor lenge den brennbare skyen vil forbli ved største utbredelse før lekkasjen stoppes. Det vil si at type tennkilder (diskrete og kontinuerlige) og deres tennintensiteter (sannsynlighet for tenning gitt eksponering) ikke kan være en del av vurderingen.

Total kumulativ tennsannsynlighet skal være lik 1.0 for alle lekkasjer som resulterer i brennbar sky utenfor anleggets eget område (se også kapittel 3.6.1). Men det betyr ikke at alle lekkasjer skal antennes umiddelbart når de spres utenfor anlegget. En anbefalt måte å fordele tennsannsynligheten utover i området på, slik at den totale (kumulative) tennsannsynligheten er 1.0, er beskrevet nedenfor. Dette er ment som en enkel matematisk måte for å unngå at alle skyene tenner ved grensen og at jo lenger den brennbare skyen vedvarer ved største utbredelse jo større andel av dødeligheten kommer nærmere den maksimale utbredelsen.

Hovedprinsippet i den matematiske modellen for tenning utenfor anlegget som er gitt i dette kapittelet er dermed at total tenning er lik 1.0, men dødeligheten i ethvert punkt er proporsjonalt med hvor stor andel av scenarioets varighet dette punktet ligger i en brennbar sky.

Lekkasjer skal regnes fullt ut til stasjonær tilstand (hvor skystørrelsen ikke lengre endrer seg), og fordelingen av tenning ved ulike skystørrelser skal deretter beregnes ut fra tiden det tar til å nå stasjonær tilstand i forhold til hvor lenge lekkasjen får stå ved stasjonær tilstand. Dersom en lekkasje detekteres og stoppes raskt vil den stå kortere ved stasjonær tilstand og en større andel av tenningen må forventes å inntreffe før lekkasjen har nådd sin største utbredelse (stasjonær tilstand). En reduksjon i dødelighet lengst fra lekkasjen vil dermed kunne fastsettes.

For å fastsette reduksjon i dødelighet som en funksjon av avstand fra lekkasjepunkt kan man generelt anta at arealet er en potensfunksjon av lengden fra lekkasjepunktet. For diffusive lekkasjer (fra oppsamlingsbassenger og ved jettlekkasjer som peker rett ned) er en kvadratisk avhengighet en god tilnærming, men for større horisontale jettlekkasjer vil arealet på det brennbare området være mer proporsjonalt med lengden, se også Figur 3-5. Areal proporsjonalt med kvadratet av lengden er imidlertid konservativt og benyttes derfor i modellen for reduksjon i dødelighet. Om man hadde tatt utgangspunkt i at den brennbare skyen var proporsjonal med lengden (og ikke kvadratet av lengden) vil man få samme formelverk som gitt nedenfor, men resultatet ville bli rette linjer i dødelighet mellom utslipp og maksimal utbredelse i Figur 3-8. Merk at formelverket nedenfor i utgangspunktet ikke diskuterer tennkilder utenfor anlegget da dette er noe man uansett ikke har kontroll på. Skyen antas alltid å tenne, poenget er kun å fordele tennsannsynligheten over ulike skystørrelser. Dette gjøres ved å anta at den brennbare skyen sprer seg med en jevn hastighet fra lekkasjepunktet og at tenning til enhver tid er proporsjonal med arealet  $x$  tid fra lekkasjestart av den brennbare skyen.

Fordeling av dødelighet bestemmes av fordelingen av antente skystørrelser som igjen beregnes fra lekkasjepunktet ved å integrere areal over tid. Hvis man antar at spredningshastigheten er lineær, dvs  $x = v \cdot t$ , tilsvarer dette å integrere over avstand korrigert med skaleringsfaktoren  $1/v$ . Dette er i praksis enklere enn å integrere over tid fordi man ikke behøver å ta hensyn til spredningshastigheten (og dermed tid) da denne forkortes bort i de forholdet mellom integralene. Uttrykket for dødelighet i et punkt ( $x$ ) kan da beregnes som:

:

$$Dødelighet(x) = 1.0 - \frac{1}{(1 + RV) \int_0^{x=max} A(X) dX} \int_0^{x=x} A(X) dX$$

hvor

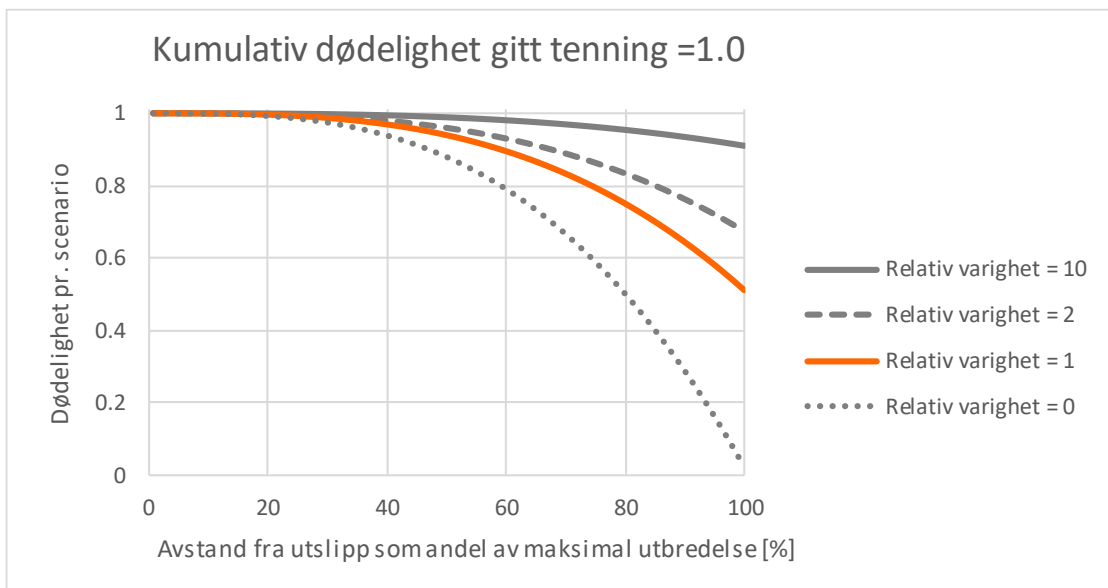
$x$  = horisontal lengde fra utslippet  
 $A(X)$  = areal av brennbar sky når den er  $X$  meter fra lekkasjepunkt (lik kvadratet av lengden fra lekkasjepunktet), antatt  $A(X) = x^2$

$\int_0^{max} A(X)dX$  = summen av alle arealene i modellen (om man f.eks. deler reduksjonsmodellen inn i  $max=100$  avstander fra lekkasjepunkt til maksimal utbredelse, vil  $\int_0^{max} A(X)dX$  være summen av de 100 arealene som dannes mellom utslippet og de 100 avstandene).

RV = relativ varighet x (n+1) hvor n er potensen som arealet avhenger av avstanden, som uttrykkes ved (varighet hvor lekkasjen står ved stasjonær tilstand) / (varighet fra lekkasjestart til stasjonær tilstand) x (n+1). For en kvadratisk arealavhengighet (n=2) vil RV = 3 bety at man antar at lekkasjen står like lenge ved stasjonær tilstand som den bruker på å nå stasjonær tilstand.

Fordelingen av dødelighet er illustrert i Figur 3-8 hvor lengden fra utslipp til maksimal utbredelse er delt inn i 100 like avstander (som betyr at den kan leses som andel av maksimal utbredelse). Denne figuren viser at total tennsannsynlighet for scenarioet er 1.0, men siden ikke alle skyer tenner ved maksimal utbredelse (stasjonær tilstand), så vil områdene lengst borte fra utslippet ha mindre dødelighet enn områdene helt nærmest utslippet. Figuren viser også at jo lengere tid det går før lekkasjen stoppes, jo høyere blir dødeligheten ved største utbredelse. Dersom relativ varighet blir høy, går dødeligheten mot 1.0 i hele den stasjonære skyen. Dersom man ikke vet varigheten på utslippet kan man forenklet anta at varigheten er lang og at konsekvensen dermed kan modelleres ved å tenne skyen på største utbredelse og sette dødelighet lik 1.0 i hele området som dekkes av den stasjonære skyen (det vil si ingen reduksjon av dødelighet grunnet raskt nedstengning av lekkasjen). Dersom man har sikkerhetssystemer som gjør at lekkasjen stoppes umiddelbart etter at stasjonær sky er oppnådd, må man fortsatt anta at den brennbare gassen vil ligge nære største utbredelse omtrent like lenge som tiden den brukte på å nå stasjonær tilstand (bare at gassen tynnes ut fra utslippet og utover mot største utbredelse). I disse tilfellene anbefales det å sette relativ varighet = 1 (det er også derfor at denne kurven er gitt med oransje farge i Figur 3-8).

Merk at modellen som benyttes for fordeling av dødelighet pr. scenario betinger i prinsippet at hoveddelen av tennkildene i fjernfeltet kan antas å være diskrete tennkilder (de kommer plutselig og tilfeldig). Dersom man kunne anta at alle tennkilder var kontinuerlige ville den brennbare skyen tenne ved første eksponering og da ville ikke relativ varighet av lekkasjen spille noen rolle. Et slikt scenario ville for øvrig bli lik kurven for relativ varighet = 0 i Figur 3-8.



Figur 3-8 – Fordeling i dødelighet som funksjon av relativ varighet på lekkasjen

Ved total tenning lik 1.0 og bruk av dødelighetsfordeling som vist i Figur 3-8 vil den ytterste 1% av den brennbare skyen få en dødelighet på



- 2% ved relativ varighet = 0,
- 51% ved relativ varighet = 1,
- 67% ved relativ varighet = 2, og
- 91% ved relativ varighet = 10.

Den innerste 1% av skyen (ved utslippet) vil i alle tilfeller få dødelighet 100% når den brennbare gasskyen tennes utenfor anlegget.

Tallene bak Figur 3-8 er også gjengitt for karakteristiske relative lengder i gasskyen i Tabell 3-2. Ved modellering av dødelighetsfordeling kan man enten benytte ligningene over direkte, eller man kan interpolere mellom de karakteristiske lengdene i Tabell 3-2.

Tabell 3-2 – Dødelighet ved karakteristiske relative lengder av skyen (gitt tenning)

Relativ varighet:	Relativ avstand fra lekkasjen til skyens ytterste utbredelse											
	0%	10%	20%	30%	40%	50%	60%	70%	80%	90%	99%	100%
Relativ varighet = 0	1.00	1.00	0.99	0.97	0.94	0.88	0.79	0.67	0.50	0.29	0.02	0.00
Relativ varighet = 1	1.00	1.00	1.00	0.99	0.97	0.94	0.89	0.83	0.75	0.64	0.51	0.50
Relativ varighet = 2	1.00	1.00	1.00	0.99	0.98	0.96	0.93	0.89	0.83	0.76	0.67	0.67
Relativ varighet = 10	1.00	1.00	1.00	1.00	0.99	0.99	0.98	0.97	0.95	0.94	0.91	0.91

Ved implementering av modellen for dødelighetsfordeling kan man benytte tilsvarende fremgangsmåte som man benytter for probiter og gi ulik dødelighet for ulike lokasjoner i ett og samme scenario (se også kapittel 4.1).

### 3.6.6.1 Tenning over sjø

Tenning over sjø skal beregnes på samme måte som tenning over land.

### 3.6.7 Oppsummering

En oppsummering av anbefalinger er gitt i Tabell 3-3.

Tabell 3-3 - Anbefalte modeller for tennsannsynligheter

Lokasjon	Beskrivelse	Foreslått modell
Internt i anlegget	Ikke beregning av eksponerings-sannsynlighet Ikke tidsavhengig tennsannsynlighet, alternativt tidsavhengig for en konstant skystørrelse	OGP (med tilpasninger for diffusive lekkasjer, se kapittel 3.6.3)
	Beregning av eksponeringssannsynlighet Tidsavhengig eksponeringssannsynlighet Driftsregime som for store anlegg eller offshore	MISOF for prosessområder i anlegget
	Eksplisitt hensyn til spesielle tennkilder (gasturbiner, dieselmotorer og pumper)	MISOF (forutsetter beregning av eksponeringssannsynlighet)
	Fyrte enheter	Vurderes spesifikt for hver enhet, RIVM for enklere analyser
Utenfor anlegget	Kumulativ tennsannsynlighet = 1.0	Se kapittel 3.6.6
Spesielle stoffer	Hydrogenlekkasjer	HYEX, se kapittel 3.6.5



## 3.7 Analyse av eksplosjoner

### 3.7.1 Generelt

Alle hendelser som kan lede til rask oppbygging av trykk bør vurderes. Både gass, væske (atomiserte dråper) og støv kan bidra til eksplosjoner. Normalt vil eksplosjonen være en deflagrasjon, men ved høy utstyrstetthet og lange flammebaner kan den gå over til en detonasjon som gir trykk i størrelsesorden 15-20 barg i hele skyen. For detonasjoner i omgivelser som ikke har atmosfærisk trykk (for eksempel inni rør) vil detonasjonen gi en trykkøkning som er ca. 15-20 ganger høyere enn det initielle trykket.

Størrelsen av de eksplosive skyene er normalt vesentlig mindre enn avstandene til risikokonturene for 3. part, slik at det er trykkforplantningen utenfor den brennbare skyen som bestemmer risikokonturene. Trykket utenfor skyen er igjen bestemt av eksplosjonstrykket inne i skyen og størrelse og form på skyen. Imidlertid faller trykket utenfor skyen på en slik måte at når overtrykket inne i skyen øker utover ca. 0,5 - 1 barg (50-100 kPa) har ytterligere trykkøkning kun moderat innvirkning på trykket utenfor skyen (bortsett fra helt i nærheten av skyen). Det betyr at for vurdering av kraftige eksplosjoner er det viktig å ha kontroll på skystørrelsen ved antenning, fordi den avgjør hvor fort trykket avtar utenfor skyen.

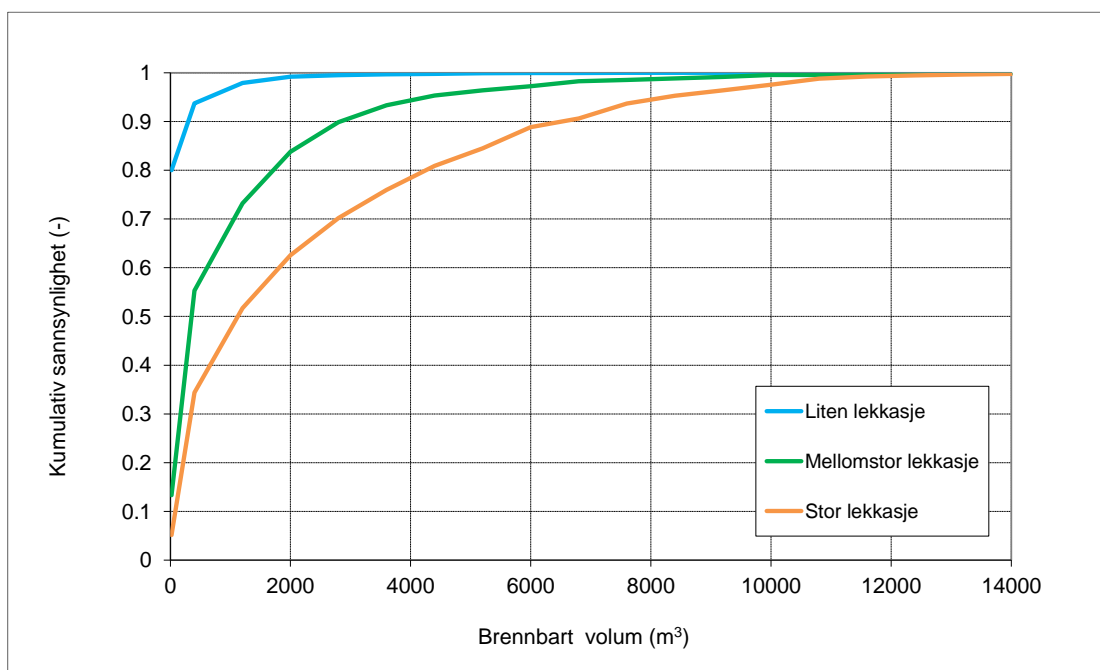
På anlegg hvor brudd på utstyr på grunn av eksplosjon kan medføre en vesentlig eskalering av ulykken ved for eksempel frigjøring av giftige stoffer eller store mengder hydrokarboner, må eksplosjonsanalysen inne i anlegget være tilstrekkelig til å vurdere i hvilken grad det kan bli brudd på utstyr. Nødvendig omfang og metodikk for en slik analyse er avhengig av forholdet mellom størrelsen på lastene som kan forventes og designstyrken på rør og annet relevant utstyr.

### 3.7.2 Skystørrelsens påvirkning på eksplosjonslaster

For en best mulig kvantifisering av risiko er det nødvendig å benytte et godt utvalg lekkasjerater, NORSOK Z-013, Annex F, anbefaler minst 9 lekkasjerater for analyser av prosessanlegg i petroleumsindustrien. For hver lekkasjerate må det beregnes en sannsynlighetsfordeling av antente skystørrelser som inkluderer alt fra små skyer som vil gi ubetydelige konsekvenser til de største skyene som kan forekomme. Målet med dette er å kunne estimere frekvenser for ulike eksplosjonsenergier. Figur 4-1 viser et eksempel på hvordan dette kan presenteres.

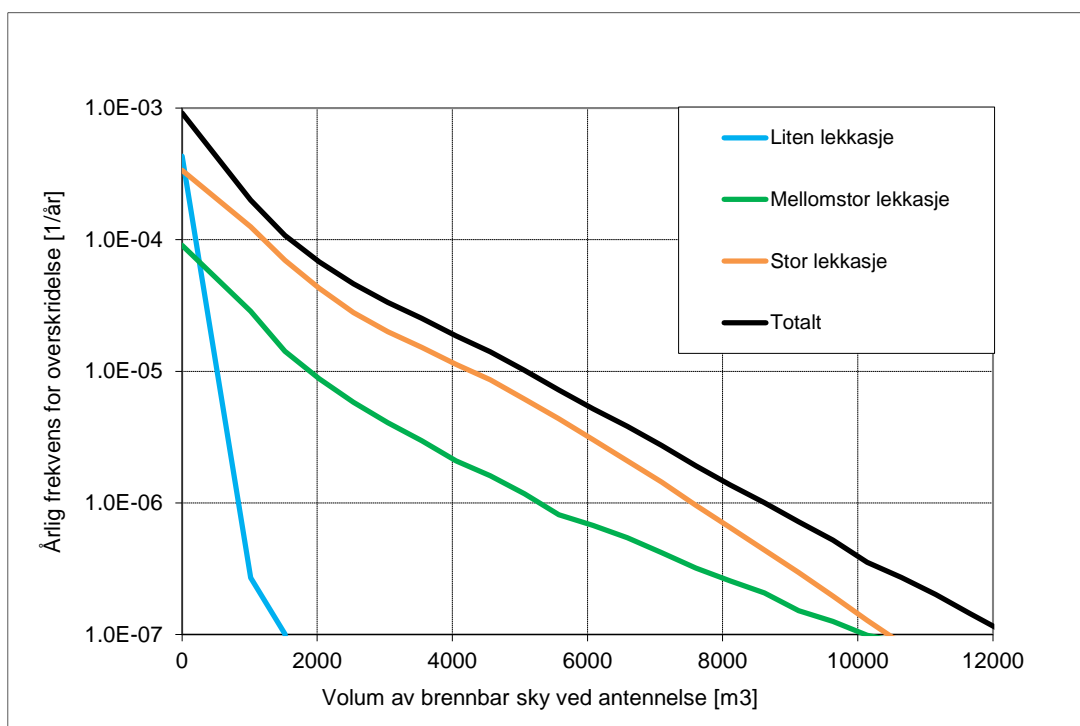
I den grad svært sterke eksplosjoner (detonasjoner) kan inntreffe inne i et anlegg er det ikke bare gassky inne i prosessanlegget som er av interesse, men også størrelsen og posisjon på brennbar sky utenfor det mest obstruerte området, da denne del av skyen for detonasjoner også vil bidra til trykkbølgeenergien. Noen stoffer, som f.eks. hydrogen, detonerer lettere enn andre stoffer, og i slike tilfeller er det ekstra viktig å vurdere energien fra hele den brennbare skyen (og ikke bare den som er innenfor et obstruert område).

For hendelser inne i bygg eller prosessutstyr vil skystørrelse begrenses av størrelse på bygg eller utstyr. For slike scenarier vil det gjerne kreves betydelig mindre utslipp for å oppnå farlige gasskyer/støvskyer som vil gi betydelig lokal skade, noe som samtidig begrenser energi til trykkbølger i fjernfeltet.



Figur 3-9 - Eksempel på fordeling av brennbar skystørrelse gitt lekkasjestørrelse. Figuren viser som et eksempel at det er ca. 78% sannsynlighet for at en stor lekkasje vil gi en brennbar skystørrelse som er 4.000 m<sup>3</sup> eller mindre (og 90% sannsynlighet for skystørrelse 6.500 m<sup>3</sup> eller mindre)

Ved å kombinere informasjon om brennbare skystørrelser med tennkilder (se kapittel 3.6) etableres informasjon av antente skystørrelser som funksjon av frekvens, se Figur 3-10.



Figur 3-10 - Eksempel på sammenhengen mellom antente skystørrelser og kumulativ frekvens. Figuren viser som et eksempel at den totale frekvensen for å antenne en sky som er større eller lik 5.000 m<sup>3</sup> er 1E-5 ganger pr. år. Total brannfrekvens er 1E-3 ganger pr. år

Valg av eksplosjonsmodell må sees i sammenheng med valg av modell for tennsannsynlighet, se kapittel 3.6. Mer avanserte tenmodeller (MISOF) forutsetter en transient eksplosjonsmodell hvor lekkasjeratene og skystørrelser vil variere med tid. De enklere tennsannsynlighetsmodellene (RIVM og OGP) forholder seg til en gitt skystørrelse eller lekkasjerate som da må bestemmes.

### 3.7.3 Beregning av eksplosjonstrykk inne i brennbar sky

Med tanke på risikobildet utenfor den brennbare skyen kan trykket i skyen (kildetrykket) estimeres ved enklere modeller, for eksempel som beskrevet som source strength i ref. /27/. Dette gir trykk uavhengig av skyens størrelse og form og benyttes i den såkalte multienergimetoden for trykkforplantning utenfor skyen.

Alternativt kan kildetrykket inne i den brennbare skyen bestemmes mer nøyaktig ved å ta hensyn til mulige skystørrelser og tilhørende frekvenser. En anbefalt standard for å etablere en trykk-frekvens fordeling inne i en sky er NORSOK Z-013 (ref. /25/), denne forutsetter bruk av CFD-simuleringer for både gassspredning og eksplosjon. Denne metodikken vil gi et estimat på sammenhengen mellom skystørrelse og eksplosjonstrykk. Ved bruk av CFD for input til Multienergimetoden anbefales det å benytte et representativt kildetrykk fra hvert simulerte CFD-scenarior tilsvarende 50% av det høyeste trykket målt i et kontrollvolum for det scenarior.

Ved bruk av CFD for å beregne eksplosjonstrykk er det svært viktig med en god 3D beskrivelse av geometri, dersom detaljeringsgrad av geometrimodell er for lav, vil dette ikke-konservativt gi for lave eksplosjonstrykk. Det er i tillegg viktig å vurdere et utvalg scenariorvariasjoner (skyplassering og tenningspunkt) for å spenne ut utfallsrommet på en god måte.

### 3.7.4 Beregning av eksplosjonstrykk i fjernfelt

Når frekvensen for ulike antente skystørrelser og tilhørende trykk er kjent, kan man etablere de tilhørende eksplosjonslastene i fjernfeltet ved å beregne trykkforplantningen utenfor skyen. Dette kan enten simuleres ved CFD eller beregnes med enklere modeller som multienergimetoden (se f.eks. ref. /34/, /27/ og /26/).

Multienergimetoden forutsetter at skyen har form som en halvkule. Hvis forholdene tilsier at skyene vil få vesentlig annerledes former (for eksempel avlange som sigarer eller flate "pannekakeskyer"), vil de reelle fjernfelttrykkene kunne avvike vesentlig fra de som multienergimetoden beregner. I slike situasjoner anbefales det å benytte CFD-simuleringer også for fjernfelttrykkene.

En avgjørende parameter i Multienergimetoden er effektivitetsfaktoren ("Efficiency factor" i ref. /27/). Denne indikerer hvor stor andel av forbrenningsenergien i skyen som i praksis bidrar til generering av en ideell trykkbølge og brukes til å redusere skystørrelsen tilsvarende. Denne faktoren er derfor vesentlig for hvor raskt trykket avtar utenfor skyen. Veiledning på valg av effektivitetsfaktor kan finnes i ref. /27/ basert på ref. /28/. Effektivitetsfaktoren vil i prinsippet øke med trykket, og for detonasjoner er den 1.

I og med at trykket i fjernfeltet blir mindre avhengig av kildetrykket i den brennbare skyen dersom det er over ca. 1 barg, bestemmes fjernfelttrykket i slike situasjoner kun av skystørrelse og effektivitetsfaktor. Det betyr at man kan gjøre konservative estimater av eksplosjonslasten i fjernfeltet uten å kjøre eksplosjonssimuleringer ved å anta at kildetrykket i skyen er > 1 barg og benytte en høy effektivitetsfaktor.

Det vil imidlertid være et nærområde rett utenfor skyen hvor trykket fremdeles kan holde seg høyt eller øke ved kildetrykk over 1 barg. Hvis risikokonturene for 3. part faller i dette området, er det derfor viktig at kildetrykket beregnes med tilstrekkelig nøyaktighet.

Se kapittel 4.2.4 for tålegrenser for eksplosjonslasten.

## 3.8 Analyse av branner

Når det gjelder simulering av branner, vil valg av scenarior i stor grad definere utstrekningen av risikokonturene. Når scenariorne er definert, vil energien i forbrenningen også være definert og

resultatene er mindre avhengig av valget av simuleringsverktøy enn det som er tilfelle med eksponering av brennbar gass, se kapittel 3.5.2. Som følge av dette, er det i dette kapittelet kun gitt en summarisk beskrivelse av analyse av branner.

Branner kan sorteres i tre ulike typer, og alle typene må vurderes i risikoanalysen dersom de er relevante:

- **Flashbranner.** Dersom en brennbar gass, brennbare væskedråper eller brennbart støv blandes med luft og deretter tennes vil store mengder brennbart materiale kunne forbrennes på kort tid. Forbrenningen i en flashbrann vil i hovedsak foregå der stoffet finnes i brennbar konsentrasjon, men på grunn av temperaturstigning ved forbrenning vil luften i flammen utvide seg og kan skyve den uforbrente brennbare skyen utover til ca. dobbelt størrelse dersom antenning er i senter av den brennbare skyen. For kanttenning er denne effekten betydelig lavere siden utvidelsen bare delvis går inn i den brennbare skyen. I tillegg vil dødelig varmeintensitet strekke seg noe utenfor den brennbare skyen når den brenner. Konsekvensene fra en flashbrann kan derfor i noen tilfeller oppleves godt utenfor den opprinnelige brennbare skyen. Dersom den brennbare skyen er i et område med høy utstyrstetthet vil dette akselerere forbrenningen og dermed også trykkoppbyggingen. En flashbrann kan da gå over til å regnes som en eksplosjon (deflagrasjon). Dersom det er meget stor utstyrstetthet kan forbrenningen i ekstreme tilfeller gå over i detonasjon (slik som Buncefield-hendelsen, ref. /29/), og dette bør vurderes som en del av eksplosjonsanalysen, se kapittel 3.7. Flashbranner har kort varighet, og har derfor mindre evne til å overføre store mengder varmeenergi til strukturer men kan skade personell. Forventningsrette modeller av flashbranner krever forventningsrette modeller av den brennbare skyen. Når man vurderer dødelighet av flashbranner utenfor anlegget kan man anta at de som befinner seg inne i den brennbare skyen omkommer, se kapittel 4.2.3.
- **Diffusive branner (pølbranner).** Dersom en væskelekkasje samles i et oppsamlingsbasseng hvor væsken kan fordampe (enten ved koking eller ved damptrykkdrevet fordampning), kan den fordampede gassen nå brennbare konsentrasjoner som kan antennes. I slike tilfeller vil brannen være styrt av tilgangen på brennbar gass, og på arealet av oppsamlingsbassenget. Geometriske forhold rundt oppsamlingsbassenget annet enn arealet (som bestemmer flammehøyden) er normalt av mindre betydning, men det bør likevel vurderes om det er forhold ved anlegget som kan fungere som skjerming av varmelast mot omgivelsene. Diffusive branner vil brenne så lenge det tilføres ny brennbar gass og de kan derfor ha lang varighet og avgi mye varme til omgivelsene. Normalt vil pølbranner generere mye røyk som vil maskere og dermed i stor grad redusere stråling til omgivelsene. Sterk vind vil imidlertid redusere maskeringen oppvinds og øke strålingen i den retningen.
- **Jetbranner.** Dersom gass eller væske lekker ut ved høyt baktrykk, vil dette danne en jet med høy hastighet og høyt impuls. Denne jeten vil effektivt blande gass eller væskedråper med luft og kan derfor brenne med svært høy intensitet og avgi store mengder varme til omgivelsene. Jet-branner kan fortsette å brenne så lenge det tilføres nytt brennbart stoff, og de kan derfor ha lang varighet. Det skiller vanligvis ikke mellom varmelast fra gassbranner og spraybranner.

Typiske varmelaster for ulike branner er gitt i NORSOK (ref. /30/) og FABIG (ref. /31/). Hydrokarboner har høyere forbrenningsenergi enn de fleste andre brennbare stoffer og representerer derfor normalt en større brannrisiko. For brannegenskaper for andre stoffer enn hydrokarboner vises det til ref. /32/.

I tillegg til varmelasten må det tas hensyn til røykgassene fra brannen der disse kan ha betydning for utstrekningen av risikokurvene. Dette er spesielt viktig der stoffene som brenner avgir giftig røykgass. Eksempelvis vil en brann i klorerte hydrokarboner avgi saltsyre. Et annet eksempel er brann i kunstgjødsel som medfører utvikling av nitrøse gasser. FABIG (ref. /33/) har oppgitt typiske verdier for produksjon av CO ved hydrokarbonbranner (<0.5 volumprosent for væskebranner), og basert på disse verdiene kan man konkludere at CO normalt ikke vil påvirke risikokonturene. Dødelige konsentrasjoner av CO utenfor de varme områdene vil normalt bare oppstå ved branner i innelukkede rom hvor det er begrenset med tilgang på oksygen og begrenset ventilasjon (ulmebranner).

Merk at brannberegninger i mindre grad enn eksplosjonsberegninger og spredningsberegninger er avhengige av valg av simuleringsverktøy (se kapittel 3.5.2), men dersom de analyserte brannene vesentlig endrer karakter og konsekvens ved at de treffer hindringer, bør CFD vurderes (se retningslinjer i kapittel 3.5.2). Spesielt gjelder dette vurdering av barrierer mot eskalering og eksponering av 3. part rett utenfor anlegget.

## 3.9 BLEVE og andre hendelser

### 3.9.1 BLEVE

BLEVE (Boiling Liquid Expanding Vapour Explosion) opptrer normalt når en trykketank med væske lagret betydelig over kokepunktstemperaturen går til brudd. Dette kan resultere i ulike scenarier og vil kunne generere betydelige varmelaster, flygende fragmenter og eventuelt trykkbølger til omgivelsene. I og med at begrepet BLEVE ofte brukes noe upresist er det imidlertid viktig å vurdere hva som faktisk kan skje ved brudd på en tank.

Brudd kan enten skje ved svekkelse av tanken på grunn av branneksposering eller svikt av tanken av andre grunner uten ytre brannpåvirkning, for eksempel godstogavsporing og kollisjon. En BLEVE karakteriseres ofte som fysisk hvis eksplosjonen kun er fysisk (ekspansjon av gass som følge av faseovergang ved trykkfall) eller som kjemisk hvis kjemiske reaksjoner (brann eller eksplosjon) ytterligere bidrar til konsekvensbildet. De ulike forholdene ved et tankbruddscenario må derfor vurderes separat for å få et fullstendig konsekvensbilde, se f.eks. ref. /34/ Chapter 6.5.7, ref. /35/ og /36/. Formlene i ref. /34/ gjelder for LPG, for fluider med annen molvekt kan tilsvarende formler i ref. /37/ benyttes.

Trykkbølger vil genereres av flere ulike årsaker som må vurderes separat:

- I en tank med trykksatt gass vil ekspansjonen av gassen ved brudd sette opp en trykkbølge i omgivelsene. Denne første trykkbølge regnes normalt ikke med som en del av BLEVE fenomenet, men den kan være største bidragsyter til trykkbølger dersom gassfasen har et betydelig volum i kombinasjon med høyt trykk og det er kort avstand til 3. part eller det er betydelig grad av innelukkethet omkring tanken
- Hvis væsketemperaturen ved brudd er over kokepunktet ved omgivelsene, men ikke overhettet, dvs.:

$T_{\text{koking ved omgivelsestrykk}} < T_{\text{væske ved brudd}} < T_{\text{overhettet}} \text{ hvor } T_{\text{overhettet}} \sim 0,89 T_{\text{kritisk}}$

vil væske koke ved bruddet, men ikke spontant nok til å sette opp en sterk trykkbølge (såkalt "kald" BLEVE). Ved brennbar væske kan imidlertid brannball dannes, men denne vil i så fall ikke brenne like intenst eller stige like høyt som for "varm" BLEVE eller sette opp noen trykkbølger

- Hvis væsken ved bruddtidspunktet er overhettet, dvs  $T_{\text{væske ved brudd}} > T_{\text{overhettet}}$ , vil man få spontan homogen koking som grunnet momentan ekspansjon vil sette opp en sterk sjokkbølge ("varm" BLEVE) i tillegg til en full brannball hvis væsken er brennbar og tar fyr. Denne trykkbølge nummer to kan ofte komme samtidig med eller raskt etter trykkbølgen fra gasskappen. Dette er scenariet som oftest forbindes med BLEVE og som standard formler for høyde, diameter og varighet av brannball er ment å gjelde for, som f.eks. i ref. /34/. Hvis trykk fra BLEVE beregnes, må man ta hensyn til både trykk, temperatur og volum av væsken i tanken og størrrelse av eventuell gasskappe

Legg merke til at det er væsketemperaturen ved brudd som avgjør om det blir kald eller varm BLEVE. F.eks. vil brudd på en tank med propan med omgivelsestemperatur gi kald BLEVE, men hvis en brann rundt tanken varmer opp propanen til mer enn ca. 50 °C blir den overhettet og gir varm BLEVE.

I tillegg til trykk og varmestråling fra BLEVE vil også større og mindre fragmenter av tankskallet fly som prosjektiler og kunne utgjøre et betydelig risikomoment for 3. part, for data se f.eks. ref. /36/.

Normalt forutsetter BLEVE et spontant brudd på hele trykktanken, men sprekker eller større lekkasjer i trykktanker har også vist seg å kunne medføre fullt brudd med konsekvenser som BLEVE (BLCBE - Boiling Liquid Compressed Bubble Explosion), selv om væsken ikke er helt overhett (ref. /38/). Merk at dette ikke forutsetter en ytre brann som svekker skallet.

For tanker med væskeblandinger uten veldefinert kokepunkt må det gjøres et estimat av hvor stor andel av væsken som blir revet opp i dråper og ikke vil falle ut ved brudd på tanken. Dette kan estimeres ved å beregne hvor stor volumandel av væsken som kan koke ved brudd. Multiplisert med tanktrykket gir dette en ekspansjonsfaktor E. Analyse av RELEASE-forsøkene med ulike væsker, ref. /39/, viser at andelen væske som blir revet opp i dråper grovt sett er proporsjonal med E, hvor all væske kan antas omgjort til væskedråper ved  $E \sim 100$ . En eventuell trykkbølge kan beregnes med utgangspunkt i brudd i en tank med totalt gassvolum = opprinnelig gassvolum + volum av frigjort gass, alt ved tankens trykk.

### 3.9.2 Roll-over og boil-over

I tanker med lavtemperatur væsker som LNG, LH2 og ammoniakk vil det pga. avdamping eller påfylling av væske med annen tetthet kunne oppstå en lagdeling. Varme lekkasjer inn i tanken vil varme opp det nederste laget, tettheten reduseres og etter hvert vil lagene kunne blandes. Avdampingsraten vil da øke til langt ut over det normale, og hvis dette ikke er tatt tilstrekkelig hensyn til i dimensjonering av tankens sikkerhetsventiler, vil tanken kunne overtrykkes.

Risikoen forbundet med roll-over er vanskelig å fastsette, men bør kontrolleres ved å ha operasjonell kontroll på faktorer som medfører stratifisering i tanker; primært sammensetning, temperatur og tetthet av væske som fylles, samt aldring (tetthetsendring gjennom avdamping). For operasjonell støtte finnes det flere modeller for å overvåke væskens tilstand og predikere roll-over med tilhørende fordampingsrate, se f.eks. ref. /40/.

Frekvensen på roll-over er vanskelig å definere, men litteraturen viser til 20-30 talls kjente hendelser av ulikt omfang. Alle hendelsene viser til trykkavlastning over lengre tid, med tilhørende spredning av brennbar gassky som konsekvens. Videre er problemet i hovedsak knyttet til atmosfæriske eller nær-atmosfæriske tanker.

Boil-over er et fenomen som kan skje ved brann i lagertanker med oljeprodukter hvor det er et lag vann på bunnen av tanken. Oljen vil varmes opp av brannen og ved langvarig brann vil til slutt vannet nå koketemperatur, spontant koke, ekspandere og rive med seg oljen over. Resultatet er en voldsom økning i brannintensitet ofte i form av en brannball og økning i tilhørende fareavstander. Risikoen for boil-over styres best ved til enhver tid å minimalisere eller fjerne vann i bunnen av lagertanker. En omfattende oversikt over fenomenet og tilhørende beregningsmodeller for tid til boil-over og gjenværende væskemengde er gitt i ref. /41/. Lignende problemstillinger vil kunne oppstå i trykksatte separatortanker (vann, olje og gass) dersom innholdet varmes til over atmosfærisk kokepunkt for vann før et eventuelt brudd på tank.

Sannsynlighet for roll-over og boil-over reduseres normalt gjennom etablering av dedikerte driftsprosedyrer. Hendelsene må derfor gis oppmerksomhet i HAZID gjennomgangen.

### 3.9.3 Intern eskalering av hendelser

Normalt vil mindre hendelser, som f.eks. mindre branner eller eksplosjoner, ikke ha direkte innvirkning på risikokonturer for 3. part. Det er imidlertid viktig å vurdere om en liten hendelse kan eskalere til en større som kan påvirke omgivelsene. Typisk kan dette være en begrenset brann eller eksplosjon som medfører brudd på utstyr som frigjør giftige stoffer eller større mengder brennbar materiale. Viktige momenter som må vurderes er i hvilken grad det finnes tilstrekkelige barrierer, enten ved beskyttelsessystemer eller designstyrke, som kan forhindre slik eskalering.

Intern eskalering skal være med i underlaget for scenarioer som bidrar til risikokonturer. Et eksempel på dette er BLEVE som oppstår som en eskalering av en mindre hendelse, se kapittel 3.4.2.7.

### 3.10 Etablere risikokonturer

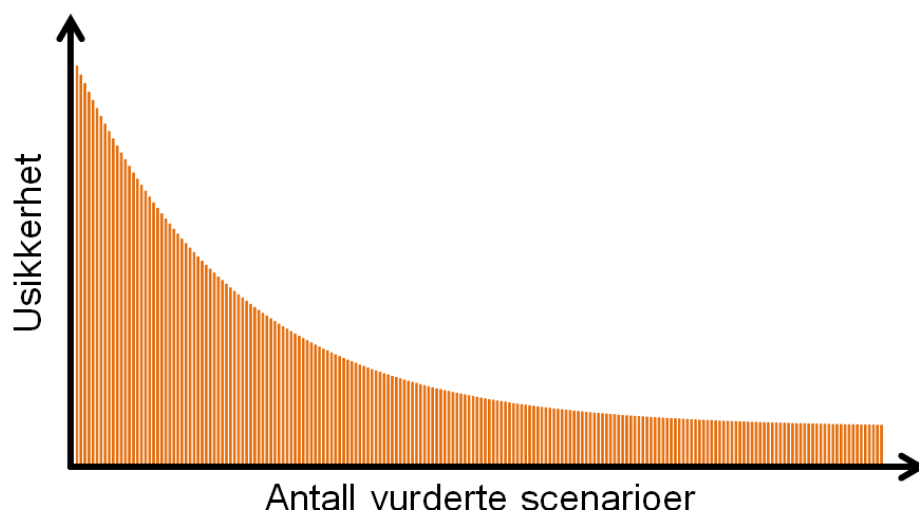
For at risikokonturene skal bli representative for et gitt anlegg må et tilstrekkelig antall scenarier være vurdert.

Ved å bruke symmetribetraktninger og forenklede fysiske modifiseringer kan man redusere antall scenarier man faktisk trenger å simulere. Det er således mulig å vurdere et stort antall scenarier basert på et betydelig redusert antall simulerte scenarier.

Dersom det gjøres symmetribetraktninger for å redusere antall simulerte scenarier, er det viktig at man samtidig vurderer godheten i fysikken i scenarioene, etter prinsippene diskutert i kapittel 3.5.2. Det er således mulig å simulere noen av scenarioene med empiriske verktøy og andre med CFD-verktøy, avhengig av hvor mye av fysikken i scenarioene det er nødvendig å fange opp (og dermed være i stand til å beregne representative risikokonturer).

Selv om lekkasjefrekvensfordelingen kan vurderes å være representativ for anlegget (se kapittel 3.4.2) og de simulerte scenarioene er utførte med riktig simuleringsverktøy i forhold til retningslinjene i kapittel 3.5.2, er det fortsatt avgjørende at det vurderes et tilstrekkelig antall hendelser..

En risikokontur vil være usikker dersom den er basert på for få scenarier fordi den da ikke spenner ut et tilstrekkelig utfallsrom. Merk at selv om man simulerer så mange scenarier at i praksis "alle mulige" hendelser er simulert, så forsvinner ikke usikkerheten knyttet til andre faktorer, som for eksempel frekvensbildet.



Figur 3-11 - Usikkerhet knyttet til utfallsrom som funksjon av antall vurderte scenarier - illustrasjon

Antallet scenarier som må vurderes for å etablere tilstrekkelig nøyaktige risikokonturer vil variere for ulike anlegg avhengig av størrelse og kompleksitet. Tilsvarende vil behovet for antall beregninger for de forskjellige konsekvensvurderingene (brann, spredning og eksplosjon) også variere.

Dersom risikokonturene skal bli forventningsrette må analysen spenne ut en tilstrekkelig del av utfallsrommet for topphendelsene. Følgende tre steg anbefales som en robust måte å oppnå forventningsrette risikokonturer:

- Først kjøres tilstrekkelig med simuleringer/beregninger til at hovedfysikken i alle relevante scenarier blir fanget opp.
- Dersom risikokonturene bærer tydelig preg av at for få scenarier er simulert (typisk ved at konturene har tagger/armer knyttet til de simulerte enkeltscenarier), kan man benytte de simulerte scenarier til å estimere scenarier som vurderes som tilstrekkelig like de som er simulert.



- Dersom risikokonturene fortsatt har små ujevnheter etter at interpolasjon/ekstrapolasjon er utført, kan man glatte resultatfeltet (f.eks. med en Gaussglatting som vist i figur 6-2 i vedlegg B. En slik glatting vil ikke ivareta fysikken direkte, men kun representere en glatting av resultatfeltet.

I vedlegg B belyses følgende faktorer som påvirker risikokonturene:

- Effekt av antall simuleringer
- Interpolasjon av simulerte scenarier
- Antall lekkasjepunkter
- Antall simulerte rater
- Glatting av risikokonturene
- Raffinere risikokonturene i kritiske områder

### 3.11 Beskrivelse av usikkerheter

Alle vurderinger som vesentlig påvirker hvor risikokonturene blir liggende, skal beskrives og diskuteres i risikoanalysen. Som et minimum, skal følgende faktorer beskrives og vurderes i forhold til om de bidrar til forventingsrette risikokonturer:

- Vurderinger av frekvens. Hyppigheten av topphendelsen skal representere det analyserte anlegget med alle relevante fysiske attributter og barrierer for å redusere lekkasjer, se kapittel 3.4. Det må gis en vurdering av om valgte frekvensmodell er representativ for det anlegget som skal analyseres og på hvilken måte eventuelle avvik er kompensert for.
- Fysisk modellering. De fysiske modellene må vurdere tilstrekkelig av fysikken som inngår til at resultatene kan sies å bli forventningsrett for det analyserte anlegg, se kapittel 1.2. Valg av fysiske modeller og regneverktøy skal diskuteres i forhold til om de i tilstrekkelig grad ivaretar fysikken i hendelsene. Usikkerheter knyttet til bruk av probiter og terskelverdier skal diskuteres når relevant.
- Modellering av utfallsrommet. Det skal diskuteres om det er vurdert og simulert tilstrekkelig antall scenarier til at risikokonturene kan vurderes som forventningsrette, se kapittel 3.10. Dersom det er vurdert så få scenarier at konvergens ikke kan dokumenteres, skal det diskuteres hvordan dette vil påvirke risikokonturene.

Sensitivitetsanalyser bør benyttes for å identifisere de parametere eller antagelser hvor usikkerheten har størst betydning for risikokonturene, ref. kapittel 3 i Temarapporten "Sikkerheten rundt anlegg som håndterer brannfarlige, reaksjonsfarlige, trykksatte og eksplosjonsfarlige stoffer" (ref. /1/). Valg av sensitiviteter bør sees i lys av behovet for nøyaktighet i analysen. I probabilistiske analyser vil variasjonene i en rekke parametere og forhold bli ivaretatt, sensitiviteter velges derfor blant de parametere og antagelser som ikke har vært gjenstand for variasjoner i analysen.

I tillegg til frekvens, fysisk modellering og utfallsrom skal spesielle vurderinger som kan forventes å gi usikkerhet i risikokonturene diskuteres. Et eksempel på dette er tenmodell, se kapittel 3.6. Dersom denne bidrar betydelig til risikokonturene, bør usikkerheten rundt denne også diskuteres i risikoanalysen. Likeledes gjelder usikkerheter knyttet til tålegrenser for dødelighet, se særlig kapittel 4.2.2 for giftighet. Det er imidlertid ikke hensiktsmessig å kvantifisere usikkerheter knyttet til de presenterte risikokonturene. Sensitivitetsanalyser og usikkerhetsvurderinger bør i utgangspunktet beskrives kvalitativt. Men sensitivitetsanalyser rundt alternativ anleggsutforming eller risikoreducerende tiltak ved anlegget, eksempelvis sikkerhetssystemer eller fysiske barrierer, vil være nyttig å beskrive kvantitativt dersom disse medfører endrede risikokonturer.

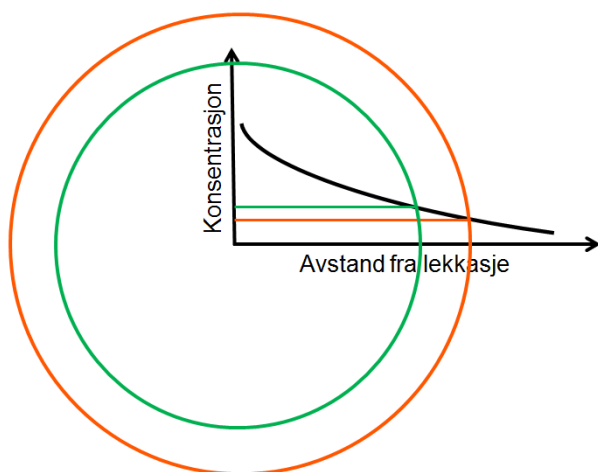


## 4 Tålegrenser

### 4.1 Betydningen av tålegrenser for risikokonturene

Når et tilstrekkelig antall scenarioer er vurdert med valgte lekkasjefrekvenser og fysisk modellering, vil man i prinsippet ha en modell av "alle" hendelser som kan inntreffe og hvilke konsekvenser disse har (konsentrasjon av giftige stoffer, brennbarhet, varmelast og eksplosjonslast). Men før man kan etablere en realistisk risikokurve for dødelighet må man ha en modell som angir hvilken eksponering som skal regnes som dødelig. Valg av tålegrenser for dødelighet vil påvirke risikokonturens utstrekning. Under følger anbefalinger for valg av tålegrenser (grenseverdier).

Figur 4-1 illustrerer hvordan valg av tålegrense (for giftighet) påvirker risikokonturene for samme hendelse. Konsentrasjonen av giftig stoff vil reduseres med avstanden fra lekkasjepunktet, og om man setter en lav konsentrasjon (oransje kurve) som tålegrense eller en litt høyere konsentrasjon (grønn kurve) som tålegrense får man ulike risikokonturer for de samme simulerte scenarioene.



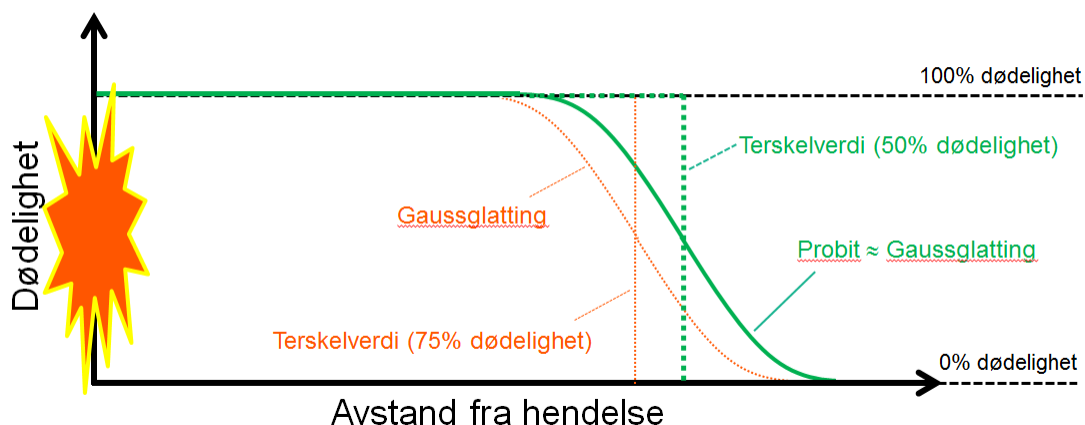
Figur 4-1 - Illustrasjon på hvordan valg av tålegrense for giftighet påvirker risikokonturene

Det finnes to typer tålegrenser; terskelverdier og probiter. Terskelverdier er binære på den måten at de sier at for verdier under terskelverdien er det ingen dødelighet, mens det for verdier over terskelverdien antas 100% dødelighet. For probiter antar man en gradvis overgang hvor dødelighet for doser under en lavterskel settes til null, og deretter er det gitt en økende sannsynlighet for dødelighet ved økende doser. For doser over en høytterskel antas 100% dødelighet. En fordel ved å benytte probiter er derfor at et enkelt scenario vil få en gradvis overgang mellom 0% dødelighet og 100% dødelighet, og dette vil gi glattere risikokurver når man legger sammen frekvensene for alle simulerte og vurderte scenarioer. Bruk av probiter gjør derfor risikokonturene mindre følsomme for valg av hvilke scenarioer man simulerer (fordi dødeligheten ikke er binær, men fordeles utover et større område). Det anbefales derfor å benytte probitfunksjoner i så stor grad som mulig når man beregner risikokonturer. Merk at ved beregning av doser så er det varigheten av eksponeringen i et gitt punkt som skal benyttes (siden risikokonturene skal gjelde for faste punkter i terrenget). Dette betyr at tid til rømning og evakuering ikke skal tas hensyn til (se også kapittel 4.2.1).

Dersom terskelverdier benyttes til å beregne konsekvenser av hvert simulerte scenario, så skal probiten for 50% dødelighet legges til grunn for å bestemme terskelverdi. Dette følger av målet om å være forventningsrett i risikokonturene, og forventningsverdien til en probit som er normalfordelt er lik 50% persentilen (som også er lik middelveien). Brukes en terskelverdi som er basert på en probitfunksjon med over 50% dødelighet så vil resultatene bli ikke-konservative, og tilsvarende vil terskelverdier basert på en probitfunksjon med under 50% dødelighet føre til konservative risikokonturer.

Bruker man probitfunksjonen for 50% dødelighet som terskelverdi for å estimere dødelighet for et enkelt scenario, oppnår man i tillegg at en Gaussglatting av dette scenarioet vil resultere i en lignende

dødelighetsfordeling som man ville fått om man brukte probitfunksjonen til å regne dødelighet. Grunnen til dette er at både probitfunksjonen og Gaussgløtting er normalfordelt. Dette er illustrert i Figur 4-2.



Figur 4-2 - Illustrasjon som viser at ved gløtting av en dødelighetskurve som er fremkommet ved bruk av terskelverdi som tilsvarer probit for 50% dødelighet, så vil den gløttede kurven få lignende form som om probit ble benyttet for å beregne dødelighet for det simulerte scenarionet (se også Vedlegg B). Benyttes en terskelverdi med en annen dødelighet enn 50% vil den gløttede kuven forskyve seg i forhold til probitfunksjonen (oransje kurve)

## 4.2 Anbefalte tålegrenser

### 4.2.1 Generelt

Det anbefales å benytte probitfunksjoner i så stor grad som mulig når man beregner risikokonturer, se kapittel 4.1. Bruk av probitfunksjoner innebærer maksimal eksponeringstid for ulike sannsynligheter for død. I og med at det ikke skal tas hensyn til hvor lenge eventuelle personer måtte befinne seg i området, dvs. at de kan rømme, ref. definisjon av risikokontur i kapittel 1.5, vil eksponeringstiden i probitfunksjonen dermed bli en grense for scenariets varighet.

Dersom probitfunksjonen ikke er tilgjengelig kan terskelverdier benyttes til å beregne konsekvenser av hvert simulerte scenario. For å oppnå mest mulig forventningsrette risikokonturer skal en terskelverdi som representerer 50% dødelighet legges til grunn for analysen, se kapittel 4.1.

Om det foreligger spesielle usikkerheter ved bruk av probiter eller terskelverdier skal dette beskrives, se også kapittel 3.11.

### 4.2.2 Giftighet

DSB har på sine hjemmesider ([www.dsb.no](http://www.dsb.no)) en oversikt over anbefalte probiter for de mest brukte stoffene i Norge. Probitene som er anbefalt på DSB sine hjemmesider skal benyttes til å beregne risikokonturer.

Dersom stoffet ikke finnes i DSBs liste over probiter, anbefales det å benytte probiter definert av RIVM. Gjeldende probitfunksjoner finnes i Guidelines for Quantitative Risk Assessments "Purple book", ref. /35/, utgitt av det nasjonale instituttet for helse og miljø i Nederland (RIVM). RIVM har utviklet en generell metode, ref. /42/. Denne metoden er utviklet av det nederlandske ekspertpanelet på probit funksjoner, etter oppdrag fra RIVM, og erstatter den forrige versjonen av metoden fra 2001. RIVM har for øvrig publisert en Probit functions status overview (ref. /43/). For de fleste stoffene gitt i oversikten er det spesifisert nye probitfunksjoner, med status "interim" eller "to be updated".

Forsvarets forskningsinstitutt (FFI) har på oppdrag fra DSB gjort en gjennomgang av nye og gamle probitfunksjoner fra RIVM for en del vanlige gasser med giftige egenskaper ref. /44/. Her gjengis et utdrag fra sammendraget av rapporten:

*Probitfunksjoner benyttes som en del av en kvantitativ risikoanalyse (QRA) av farlige hendelser, som for eksempel akutte utslipp av farlige stoffer. En probitfunksjon beskriver forholdet mellom konsentrasjonen av det farlige stoffet, varigheten av eksponeringen for stoffet, og andelen av den eksponerte befolkningen som lider en viss effekt, for eksempel sykdom eller død, som følge av eksponeringen. Det nasjonale instituttet for helse og miljø i Nederland (RIVM) har utviklet en ny metode for å utlede probitfunksjoner. Endring av probitfunksjoner som resultat av den nye metoden kan få følger når det etableres risikokonturer, som igjen kan påvirke arealplaner og medføre økonomiske konsekvenser for samfunnet. I dette oppdraget har Forsvarets forskningsinstitutt (FFI) vurdert grunnlaget for etableringen av de nye probitfunksjonene. De nye og gamle probitfunksjonene for stoffene svoveldioksid (SO<sub>2</sub>), ammoniakk (NH<sub>3</sub>), hydrogenfluorid (HF), klor (Cl<sub>2</sub>), karbonmonoksid (CO), hydrogenklorid (HCl), hydrogensulfid (H<sub>2</sub>S) og svovelsyre (H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>) har blitt vurdert og sammenliknet. Probitkurver for ulike eksponeringstider basert på de nye og gamle probitfunksjonene har blitt beregnet. FFI vurderer at grunnlaget for etableringen av de nye probitfunksjonene fra RIVM er godt og vel fundert. Den nye metoden benytter seg av sikkerhetsfaktorer for å håndtere usikkerhet. Disse er basert på kriterier innenfor kvaliteten av datagrunnlaget, nominell konsentrasjon og variasjon mellom arter av forsøksdyr. Sammenlikningen av de nye og gamle probitfunksjonene viste at den nye metoden ga relativt store utslag for stoffer hvor datagrunnlaget var mangelfullt. FFI ser at det er behov for å håndtere usikkerhet i datagrunnlaget, men det bør vurderes om bruk av sikkerhetsfaktorer på probitfunksjoner er den mest hensiktsmessige måten å håndtere usikkerheten på. Den nye metoden legger opp til en worst case-tilnærming. En slik tilnærming vil gi en risikokontur som er veldig trygg for samfunnet, men meget kostbar, og sannsynligvis langt unna realitetene.*

Nye og gamle probitfunksjoner er gjengitt i rapporten, samt at det er utledet probitfunksjoner uten bruk av sikkerhetsfaktor for en del av stoffene. Det er også gitt anbefalinger om videre arbeid for et bedre grunnlag når det gjelder bruk av de nye probitfunksjonene og vurdering av usikkerheter.

I tråd med målet om beregning av forventningsrette risikokonturer (se også kapittel 4.2.1) anbefaler DSB at sikkerhetsfaktorer ikke benyttes ved bruk av probiter. Dette forutsetter at usikkerhetene knyttet til bruk av probitfunksjonene beskrives i risikoanalysen, se kapittel 3.11. Videre vises det til kapittel 1.3 hvor det som et av flere overordnede prinsipper, er forutsatt at "usikkerheter knyttet til informasjonsgrunnlaget og bruk av metode skal vurderes, men ikke kvantifiseres."

Dersom probitfunksjon ikke er tilgjengelig kan man benytte LC50 som terskelverdier. LC50 brukes om den konsentrasjonen (lethal concentration) av et kjemikalie i luft som gir 50% dødelighet ved en gitt eksponeringstid, normalt 4 timer. Den største databasen med terskelverdier er RTECS (Registry of Toxic Effects of Chemical Substances), ref. /45/.

Dersom LC50 heller ikke er tilgjengelig kan man benytte AEGL-3 verdier, ref. /46/. Når man benytter AEGL-3 må man være klar over at disse verdiene ikke er ment å representere konsentrasjoner som gir 50% dødelighet, de representerer de minste konsentrasjonene som gir dødelighet i en populasjon. Hva dette helt nøyaktig innebærer kan nok variere, men det kan generelt antas at AEGL-3 representerer i størrelsesorden 1% dødelighet. Det betyr at den er betydelig på den konservative siden om den benyttes direkte til å lage risikokonturer. I henhold til US National Research Council, ref. /47/, ligger 50% dødelighet typisk i området 1.1 til 6.5 ganger AEGL-3 verdien. Videre fant de at 90. percentilen ligger på 2.9 og 95. percentilen ligger på 3.5. Dersom ikke sammenhengen mellom AEGL-3 og 50% dødelighet er oppgitt anbefales det å benytte en faktor 3 på AEGL-3 når man beregner risikokonturer.

Inerte gasser som N<sub>2</sub> er ikke giftige i toksikologisk forstand, men kan likevel være dødelige ved at de fortrenger O<sub>2</sub>. Ref. /48/ gir følgende probitfunksjon for lavt O<sub>2</sub> nivå basert på data i ref. /49/:

$$Pr = -65.7 + \ln(C^{5.2} \cdot t)$$

hvor C er konsentrasjonen i ppm og t tiden i minutter.

CO<sub>2</sub> fortrenger O<sub>2</sub> men er i tillegg giftig ved høyere konsentrasjoner og vil derfor kunne være dødelig selv om O<sub>2</sub> nivået i seg selv ikke tilsier det. Anbefalt probitfunksjon for CO<sub>2</sub> er gitt på DSBs hjemmeside, sammen med probitfunksjoner for en del akutt giftige stoffer.

### 4.2.3 Branner

Bekledning vil gi beskyttelse mot varmestråling avhengig av grad og type av bekledning, og TNO oppgir en probitfunksjon for antennelse av klær som vurderes å medføre død. Det vil imidlertid være stor usikkerhet forbundet med hvor stor andel av 3. part som vil være tilstrekkelig beskyttet med dekkende klær. Videre vil det komplisere risikoberegningene betraktelig om det skal regnes med probitfunksjoner eller grenseverdier for både ubeskyttet og beskyttet 3. part. I tillegg vil risikokonturene også bli avhengige av antagelsen om grad av beskyttelse, noe som ikke er formålstjenlig. Det skal derfor legges til grunn at 3. part alltid er ubeskyttet mot varmestråling fra branner.

For branner som følge av antent gassky settes grenseverdien for død til nedre eksplosjonsgrense (LEL). Denne grenseverdien gjelder for beregning av risikokonturer. I beredskapssammenheng kan det i noen tilfeller være ønskelig å benytte avstanden til ½ LEL.

For varmestråling har TNO, ref. /35/, Chapter 1, Eq 3.5, gitt følgende probitfunksjon for død ved eksponering av bar hud:

$$Pr = -12.8 + 2.56 \ln(D)$$

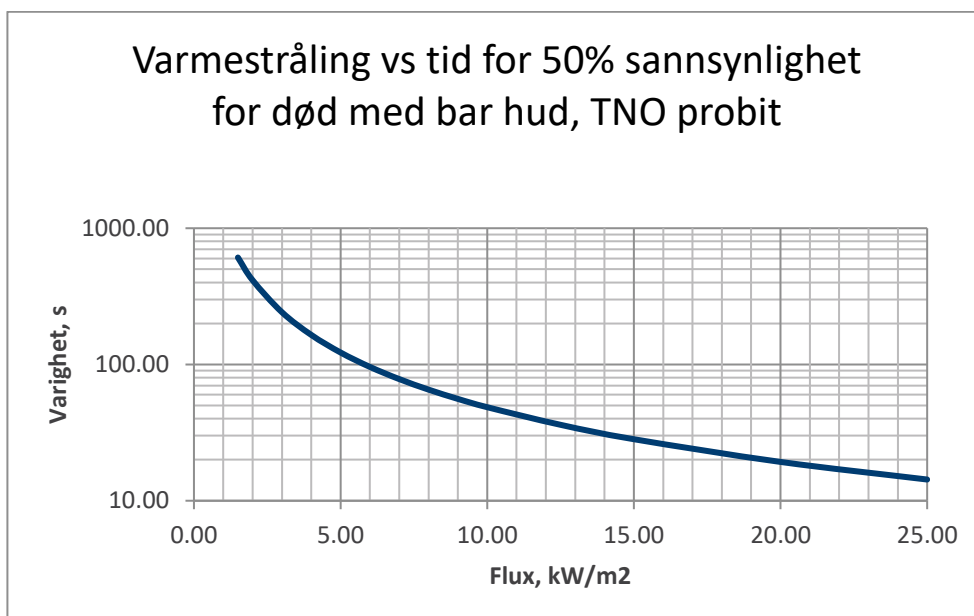
hvor den mottatte dose er

$$D = t q^{4/3}, \quad q \left( \frac{kW}{m^2} \right), t(s)$$

Sammenhengen mellom varmefluks og varighet som tilsvarer 50% dødelighet (dvs. Pr = 5) er vist i Figur 4-3. Det er satt en nedre grense på 1,5 kW/m<sup>2</sup> som tilsvarer terskelen for uhåndterlig smerte i TNO (ref. /50/, Chapter 1, Section 2.6).

Dersom man benytter terskelverdier til å vurdere konsekvensen av de simulerte scenarioene, skal man vurdere brannvarigheten (t) som er assosiert med de simulerte brannene og deretter finne varmelasten som tilsvarer 50% sannsynlighet for død fra probiten og benytte dette som terskelverdi. Terskelverdiene for ulike varigheter vil da være som angitt i Tabell 4-1 (tallene kan også leses av Figur 4-3).

Merk at høyeste varmefluks i Tabell 4-1 er 15 kW/m<sup>2</sup> med en tilsvarende eksponering på 28 sekunder. Det frarådes å benytte høyere terskelverdi enn 15 kW/m<sup>2</sup> eller kortere eksponeringstid enn 30 sekunder når man vurderer dødelighet av varmestråling.



Figur 4-3 - Sammenheng mellom varmeflukt og tilhørende varigheter som gir 50% sannsynlighet for død ved ubeskyttet eksponering (bar hud)

Tabell 4-1 - Terskelverdi for død som funksjon av brannvarighet (TNO probit for 50% dødelighet)

Varighet på branneksporing	Terskelverdi for død som følge av varmeflukt
610 sekunder	1,5 kW/m <sup>2</sup>
415 sekunder	2 kW/m <sup>2</sup>
242 sekunder	3 kW/m <sup>2</sup>
165 sekunder	4 kW/m <sup>2</sup>
122 sekunder	5 kW/m <sup>2</sup>
65 sekunder	8 kW/m <sup>2</sup>
49 sekunder	10 kW/m <sup>2</sup>
28 sekunder	15 kW/m <sup>2</sup>

I tillegg til varmelasten må det tas hensyn til røykgassene fra brannen der disse kan ha betydning for utstrekningen av risikokonturene, se også kapittel 3.8. I praksis legges den største konsekvens (av varme og røyk) til grunn for risikokonturene. Karbonmonoksid (CO) produsert av hydrokarbon forbrenning vil normalt ikke bidra til risikokonturene, men i spesielle tilfeller kan stoffene som brenner avgi giftig røykgass (eksempelvis kan klorerte hydrokarboner avgi saltsyre og kunstgjødsel kan avgi nitrøse gasser). Ved utvikling av giftig gass under brannen skal dette vurderes på samme måte som direkte utslipp av giftige stoffer. Dette betyr at man må beregne utslippsrate i nærfeltet og spredning i fjernfeltet. For dødelighet benytter man probit om den er tilgjengelig, om ikke benytter man terskelverdi for 50% dødelighet.

For flashbranner kan man anta at de som befinner seg inne i den brennbare skyen omkommer, mens de som er utenfor overlever. Dette er en forenkling som både bidrar til enklere analyser, men som også representerer en form for vekting av faktorer som er både konservative og ikke-konservative slik at de resulterende risikokonturene kan hevdes å være nære forventningsrette. I den ikke-konservative retningen er den viktigste faktoren at man ikke tar med at den brennbare skyen kan utvide seg når

den forbrenner (se kapittel 3.8). Dette kompenseres ved at man benytter en konservativ tilnærming til tenning utenfor anleggets område (se kapittel 3.6.6).

## 4.2.4 Eksplosjoner

### 4.2.4.1 Generelt

Tålegrensen for eksplosjon er avhengig av mange faktorer som ikke enkelt lar seg sammenfatte; effekt av prosjektiler, kollaps av bygninger, knuste vinduer, personer som kastes mot hardt underlag etc. Disse indirekte virkningene av eksplosjon kan derfor medføre død for langt lavere trykk enn det som gir direkte død ved lungekollaps. Fordi de lokale forholdene mht. prosjektiler, kollaps av bygninger, harde flater etc. variere sterkt er det særdeles vanskelig å etablere entydige probitfunksjoner og terskelverdier for død som følge av eksplosjonstrykk.

I et notat publisert sammen med retningslinjene på DSB sine hjemmesider ([www.dsb.no](http://www.dsb.no)), ref. /51/, er de ulike konsekvensene av eksplosjoner diskutert. Dette notatet konkluderer med at det mest hensiktsmessige til bruk for å beregne risikokonturer til hensynssoner er å knytte dødelighet til kollaps av bygninger. Terskelverdier knyttet til 50% dødelighet som følge av kollaps av bygning legges derfor til grunn for dødelighet ved eksplosjoner.

### 4.2.4.2 Terskelverdier for eksplosjoner

Ved fastsettelse av terskelverdier skal man i henhold til kapittel 4.2.1 ta utgangspunkt i 50% dødelighet for å gjøre hensynssonene mest mulig forventningsrette. I henhold til dette settes terskelverdien lik 50% dødelighet som følge av kollaps av bygning fra ref. /51/.

De anbefalte terskelverdiene for beregning av risikokonturer er presentert i Tabell 4-2.

Tabell 4-2 - Terskelverdier for dødelighet som følge av eksplosjon (50% dødelighet)

Varighet på trykkbølger	Terskelverdi for død som følge av eksplosjonslast
Benyttes for alle varigheter	40 kPa (0.4 barg)

## 4.2.5 Spesielle stoffer

Spesielle stoffer og blandinger) kan være utfordrende å modellere med standard konsekvensverktøy (både CFD og empiriske verktøy).

I slike tilfeller må man dokumentere hvordan det spesielle stoffet er modellert og hvordan usikkerheten rundt dette kan vurderes (se også kapittel 3.11).

Disse stoffene må vurderes spesielt fra gang til gang, men følgende retningslinjer kan være nyttige for å estimere risikoen knyttet til disse stoffene:

- Vurder selve utslippet og mekanismene som inntreffer ved lekkasje, inkludert dråpedannelse, faseendring og sublimering. Vurder hvilke av komponentene i utslippet som bør følges videre for å vurdere dødelighet i hensynssonene. Damptrykk kan benyttes til å vurdere mengde som fordampes.
- Komponenter som kan forventes å gi dødelighet i hensynssonene kan, om verktøyet som beregner konsekvenser ikke har disse som standard, tilnærmes med kjente komponenter med tilsvarende egenskaper (damptrykk, tetthet, temperatur, etc.). Et godt utgangspunkt kan være å benytte et stoff med liknende egenskaper, og justere enkelte parametere ved behov (LFL, UFL, flammepunkt osv.)
- Dersom det ikke kan fremskaffes probiter eller terskelverdier for de aktuelle stoffene kan man anta dødelighet tilnærmet likt et kjent stoff som har forventet tilsvarende dødelighet.

## 5 Forenklet metodikk

For enkelte anleggstyper kan det være hensiktsmessig å beregne sikkerhetsavstander basert på en forenklet metodikk i stedet for å basere seg på risikokonturer, se også retningslinjenes kapittel 1.2. Det må utarbeides nærmere retningslinjer før en slik metodikk eventuelt kan tas i bruk.

Tabell 5-1 viser anleggsenheter som er foreløpig vurdert som aktuelle:

Tabell 5-1 – Anleggsenheter som foreløpig er vurdert som aktuelle for en forenklet metodikk

Anleggstype	Design-standard
Forbruksanlegg LPG	NS-EN 12542 og NS-EN 14570
Forbruksanlegg LNG/LBG	NS-EN 13645
Fyllanlegg for gassflasker LPG	NS-EN 12542 og NS-EN 14570
Fyllanlegg for LNG/LBG som drivstoff til tunge kjøretøy	NS-ISO-EN 16924
Fyllanlegg for CNG/CBG som drivstoff til tunge og lette kjøretøy	NS-ISO-EN 16923
Drivstoffanlegg med overgrunntanker for bensin og diesel	NS-EN 12285-2
Tankanlegg for diesel og fyringsoljer samt brannfarlig væske kategori 3	NS-EN 14015 eller NS-EN 12285-2

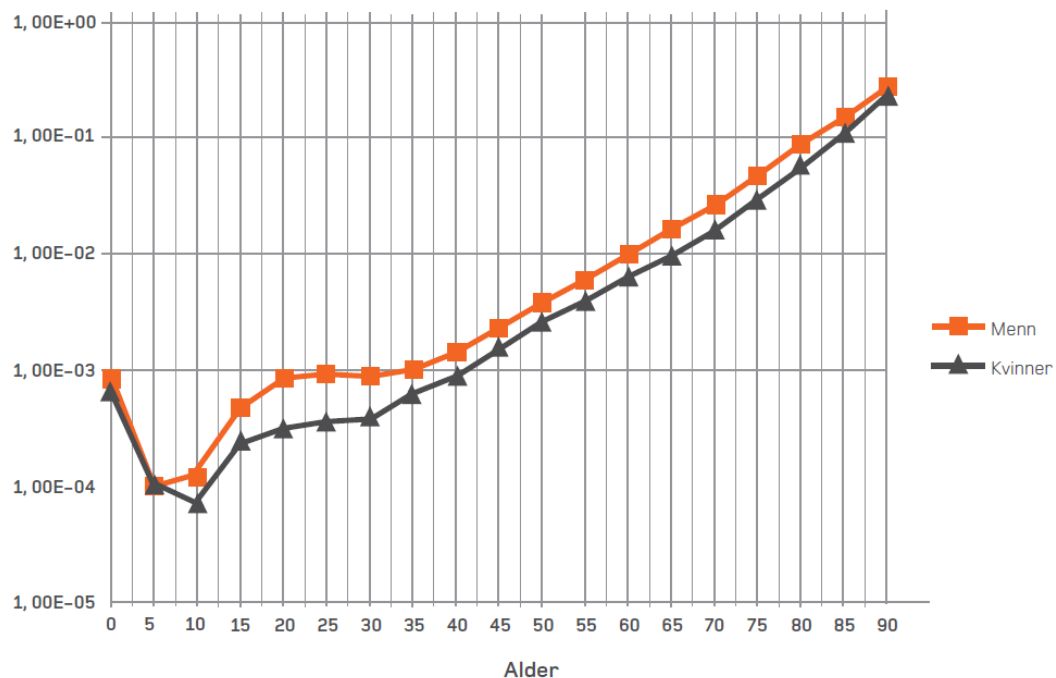
Ulike typer anleggsenheter er definert i veiledning for innmelding av farlig stoff /52/. Det framgår av veiledningen at "en anleggsenhet kan være en sammenstilling av tanker, rør og utstyr som utgjør et helt anlegg eller en del av et anlegg". Oppstillingen over er noe mer detaljert enn i veiledningen. I tillegg er det vist til relevante standarder for anleggstypene

## 6 Presentasjon av resultatene

### 6.1 Kommunikasjon av små frekvenser

Det anbefales at man i alle risikoanalyser forsøker å gi leseren et perspektiv på hvordan risikotallene skal forstås og hvordan man kan vurdere anleggets beregnede risikoeksponering mot annen risikoeksponering i samfunnet. En måte å gjøre dette på, er å knytte dødelighetsfrekvensen i områdene rundt en risikovirksomhet mot den generelle dødeligheten i samfunnet, se Figur 6-1. Denne figuren viser at for den minst dødsutsatte aldersgruppen i Norge (5-åringer til 10-åringer) er den gjennomsnittlige dødeligheten  $1,0E-4$  pr. år, som betyr at i gjennomsnitt vil omtrent en pr. 10.000 dø i denne gruppen hvert år. Om man sammenligner dette med frekvenskravet i ytre hensynssone (hvor eksponeringssannsynlighet for dødelige laster er mindre enn  $1,0E-6$  pr. år), betyr dette at anlegget representerer en tilleggsdødelighet på under en prosent for 3. part. For områder utenfor hensynssonene (frekvenskrav under  $1,0E-7$  i dødelighet) vil anlegget altså representere en tilleggsdødelighet på under en promille.





Figur 6-1 - Aldersavhengig dødssannsynlighet i Norge, 5-årsgrupper (2006-2010). Figuren er hentet fra Temarapporten (ref. /1/), mens tallene er fra Statistisk sentralbyrå

## 6.2 Resultater og mellomresultater

Alle resultater og mellomresultater som kan bidra til arbeidet med arealplanleggingen skal presenteres. I tillegg skal resultater og mellomresultater som øker sporbarheten og muligheten til å etterprøve og kvalitetssikre resultatene også presenteres.

Som et minimum, skal følgende resultater og mellomresultater presenteres:

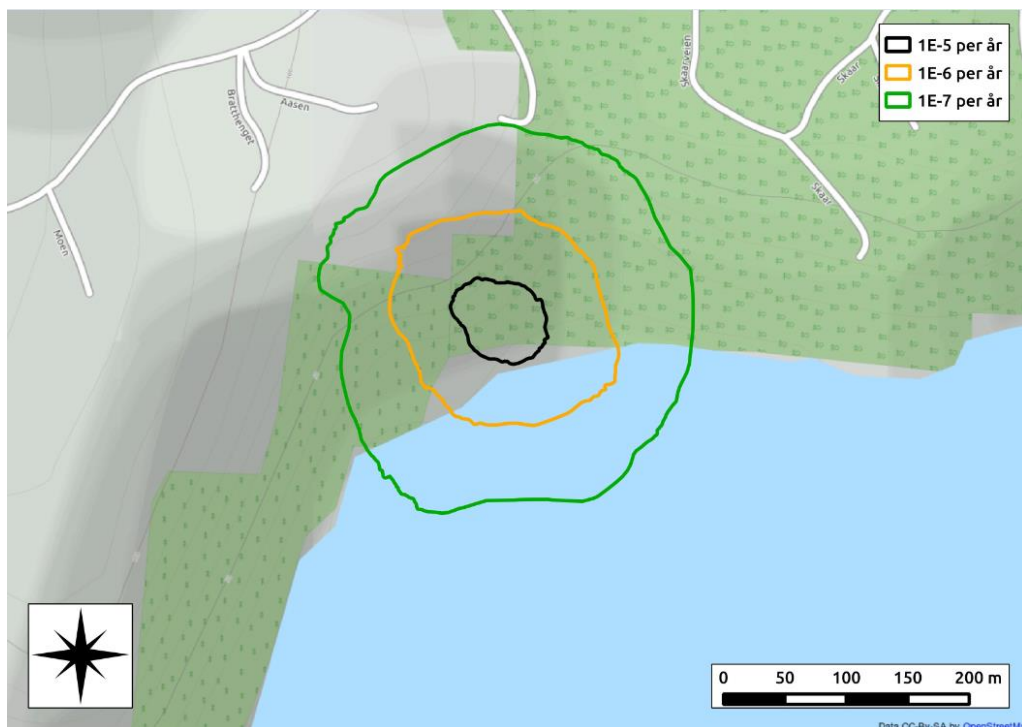
- Frekvensfordeling av topphendelsene. Skal presenteres både som frekvens som funksjon av lekkasjestørrelse og som frekvens som funksjon av område (trenger ikke isokurver, men som minimum en tabell som viser i hvilke områder lekkasjepunktene ligger)
- Tennsannsynligheter, både som funksjon av lekkasjestørrelse og område
- Risikokonturer for total dødelighet
- Eksempler på store hendelser som vurderes som relevante i forhold til ytre beredskapshensyn, se kapittel 7

I tillegg vurderes følgende mellomresultater som nyttige for å kommunisere risikobidragstyper og beredskapshensyn (i beredskapsplanleggingen kan det for eksempel være av interesse å vite hvor store områder som er eksponert for dødelighet av giftighet, varmelast og eksplosjonslast hver for seg og ikke bare hvor stor den totale eksponeringen for dødelighet er):

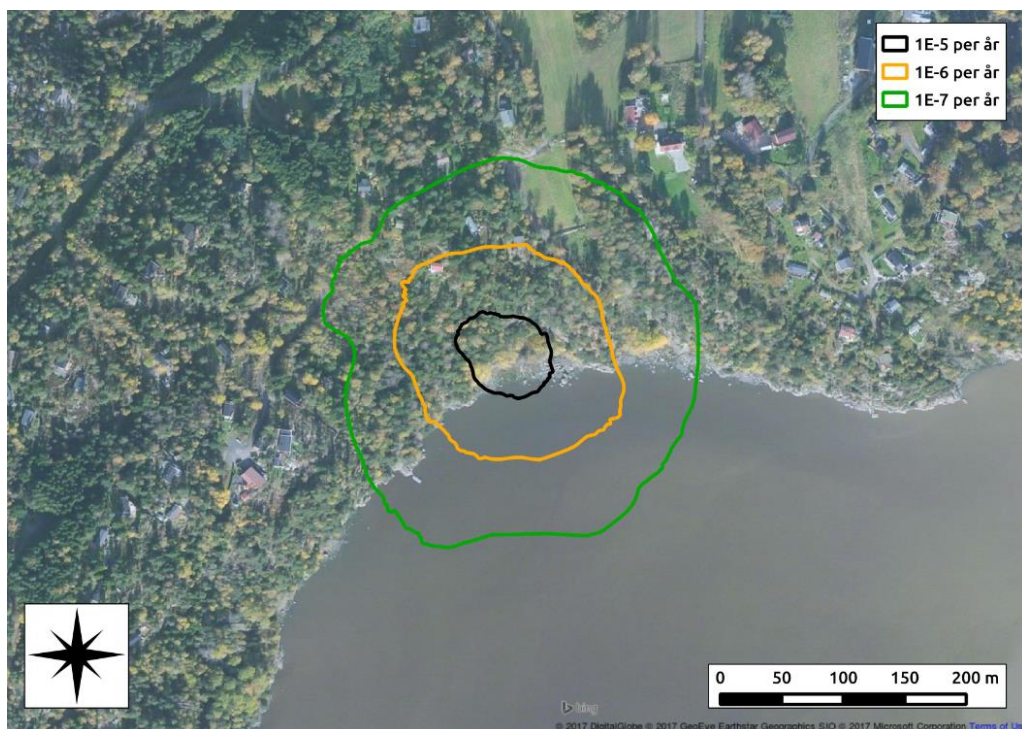
- Risikokonturer for eksponering av brennbar eller giftig stoff
- Risikokonturer for brannlaster
- Risikokonturer for eksplosjonslaster

For økt lesbarhet bør risikokonturene plottes på et kart eller foto med angitt skala/målestokk. Figur 6-2 viser et eksempel på risikokonturer plottet på et kart, mens Figur 6-3 viser samme risikokonturene som er plottet på et flyfoto. Figur 6-4 viser samme risikokonturer på et 3D kart. Felles for alle figurene er at risikokonturene blir plottet inn i samme koordinatsystem som kartene slik at usikkerhet rundt manuell optegning av beregnede konturer på kart elimineres.

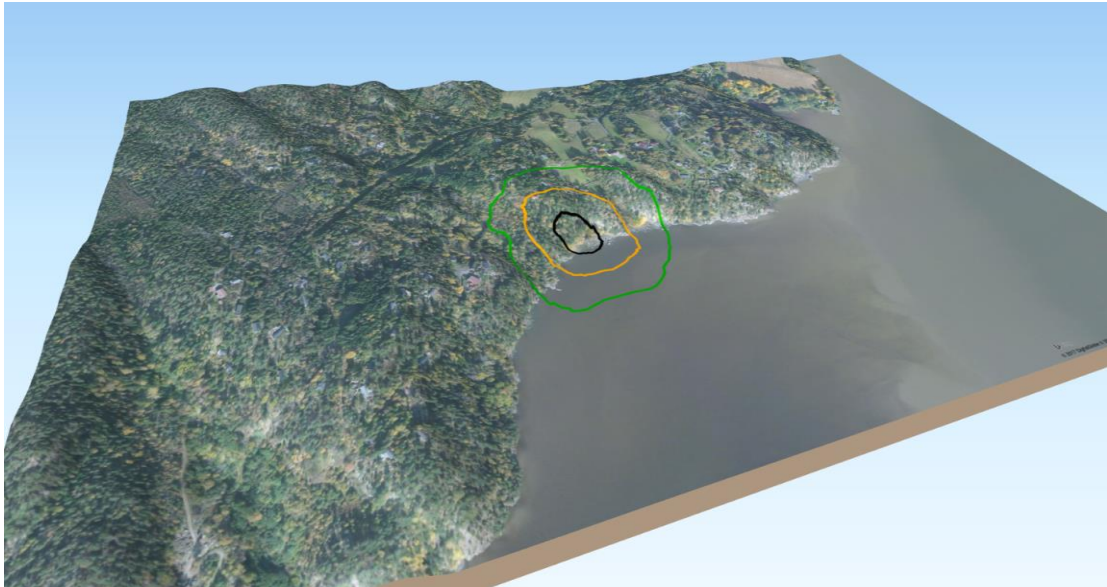
For planer om etablering av nye anlegg bør risikokonturene vises som plot i en kopi av gjeldende reguleringsplan (eller kommuneplankartet dersom området ikke er regulert). Dette gjelder også for berørte reguleringsplaner ved utvidelser eller andre vesentlige endringer i eksisterende anlegg.



Figur 6-2 - Illustrasjon av risikokonturer som er projisert på kart (plasseringen er tilfeldig valgt)



Figur 6-3 - Illustrasjon av risikokonturer som er projisert på bilde (plasseringen er tilfeldig valgt)

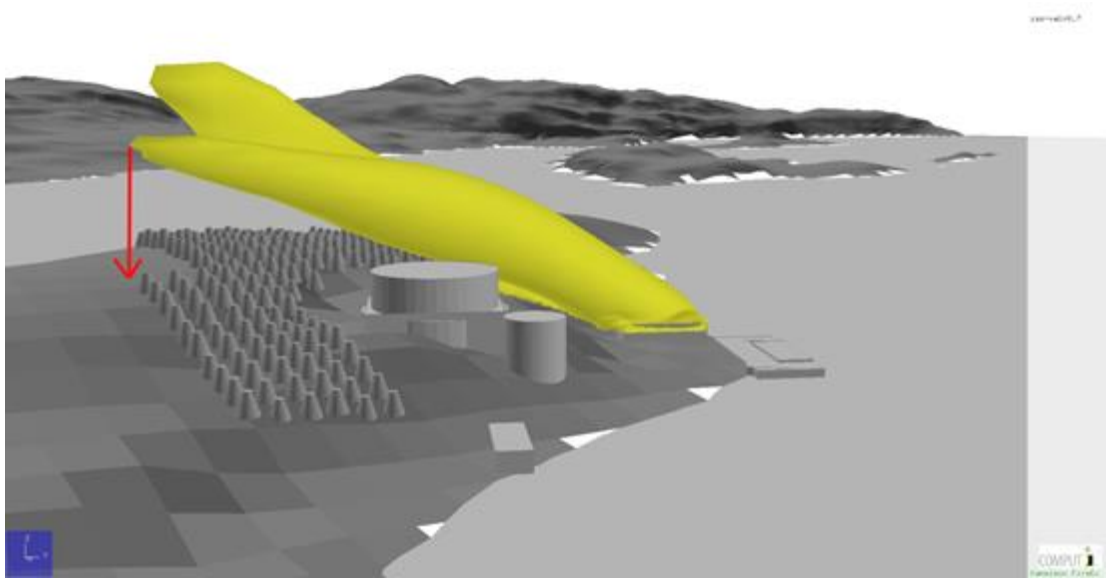


Figur 6-4 - Illustrasjon av risikokonturer som er projisert på 3D kart (plasseringen er tilfeldig valgt)

### 6.3 Hvor høyt over bakken gjelder hensynssonene?

Risikokonturer kan i utgangspunktet presenteres som projisert maksimum kontur eller konturer som varierer med høyden over bakken. Den projiserte konturen fremkommer ved å ta den høyeste (alvorligste) verdien i alle høyder (z-verdier) for hver posisjon i (x,y) planet. I en projisert fremstilling vil man ikke få med informasjonen om at risikoeksponeringen er forskjellig for ulike høyder over bakken, men fordelene med dette er at alle høyder konservativt kan presenteres i et enkelt plott. Alternativet til en projisert fremstilling er å plote risikokonturer for ulike høyder. Fra Figur 6-5 kan man som et eksempel se at eksponeringen av brennbar gass er forskjellig for ulike høyder. Om man ønsker å få frem denne effekten kan man lage risikokonturer for eksponering for ulike høyder over bakken. Om dette ikke er av betydning, kan man projisere den høyeste verdien i z-retningen ned til bakkeplan.

Det er i utgangspunktet anbefalt å benytte projiserte risikokonturer til bruk av hensynssoner. Dette gjør at man får samme hensynssoner for høyhus som for eneboliger. I noen tilfeller vil det kunne være høyere risiko litt oppe i høyden enn nede ved bakken (dersom dødeligheten skyldes lett gass), mens andre ganger er det høyere risiko nede ved bakken (ved dødelig tung gass). Bruk av projiserte risikokonturer vil kunne gjøre det enklere å etablere og benytte hensynssonene. Dersom det er stor forskjell på risikokonturene ved bakken og høyt oppe bør dette diskuteres i risikoanalysen, for eksempel i beskrivelsen av usikkerhet (se kapittel 3.11).



Figur 6-5 - Eksempel som viser at eksponering av brennbar gass er forskjellig for ulike høyder

## 6.4 Hensynssoner og individuell risiko

Temareporten (ref. /1/) definerer hensynssoner til bruk i arealplanleggingen, og det presiseres derfor at risikoeksponeringen i hensynssonene skal knyttes til eksponering av dødelighet knyttet til de spesifikke koordinatene, og ikke til de enkelte mennesker som eventuelt måtte oppholde seg i hensynssonene. Dette betyr at man ikke kan redusere frekvenser for dødelighet i hensynssonene basert på en vurdering av hvor stor andel av tiden personene som er i området faktisk oppholder seg der.

Eksponeringstid kan imidlertid vurderes dersom man beregner individuell risiko for en gitt gruppe mennesker. Dette diskuteres ikke videre i denne rapporten.

## 7 Scenarier for beredskapshensyn

Risikokonturer viser ikke enkeltscenarier, kun total risikoeksponering for tredjepart summert fra alle mulige scenarier. Det er heller ingen krav om at scenarier for eksterne beredskapshensyn skal knyttes til kriteriene for akseptabel risiko, jf. temareporten fra DSB, ref. /1/. Men, risikoanalysen gjør det mulig å velge beredskapsscenarier som samsvarer med beregnede risikokonturer.

Risikoanalysene skal derfor i tillegg til hensynssonene presentere noen representative scenarier som kan benyttes for beredskapshensyn.

Det anbefales å gi eksempler på scenarier til bruk i beredskapssammenheng som samsvarer med risikokonturene nedenfor (alle relevante typer av ulykker bør presenteres):

- Risikokontur 1E-5 pr. år
- Risikokontur 1E-6 pr. år
- Risikokontur 1E-7 pr. år
- Verste-falls scenarier kan vises som plot for eksponerte områder ved verste mulige hendelse/konsekvens

Dersom det er mulighet for eskalering etter at beredskapsorganisasjonen er utkalt, for eksempel BLEVE og brann i ammoniumnitrat, så bør disse hendelsene også beskrives.

## 8 Referanser

- /1/ "Sikkerheten rundt anlegg som håndterer brannfarlige, reaksjonsfarlige, trykksatte og eksplosjonsfarlige stoffer", DSB 2013, ISBN: 978-82-7768-310-2.
- /2/ "Veileder om sikkerheten rundt storulykkevirksomheter", DSB 2019, ISBN 978-82-7768-420-8. HR-nummer 2357.
- /3/ "Reference Manual Bevi Risk Assessment", National Institute of Public Health and the Environment (RIVM) in Netherland.
- /4/ "Failure frequencies for major failures of high-pressure storage vessels at COMAH sites: A comparison of data used by HSE and the Netherlands", Clive Nussey, December 2006.
- /5/ "Searching for the source of a house leak frequency", DNV-GL O&G Safety Blog, John Spouge, 11.08.2015.
- /6/ "Failure rate and Event data for use within Land Use Planning Risk Assessments (HSE LUP Data Dossier HID C15", 28/06/2012).
- /7/ "Hose and Coupling Failure Rates and the Role of Human Error", M. Trainor, J. Gould and M. Anderson, Health and Safety Laboratory Report HSL/2000/09.
- /8/ "Process release frequencies", OGP report 434-1, 2010.
- /9/ "Process leak for offshore installations frequency assessment model – PLOFAM(2)", Lloyds Register Consulting, Report No 107566/R1, December 6<sup>th</sup>, 2018.
- /10/ Scandpower: "Risk Based Calculations of (Design) Explosion loads on Manned Buildings – Rafnes", Report No 80102017/R1, 23 September 2009
- /11/ "Methodology for assessing the safety of Hydrogen Systems: HyRAM 1.1 technical reference manual", SANDIA REPORT SAND2017-2998 Unlimited Release Printed March 2017.
- /12/ LNG Hose Failure Probability, Shell Global Solutions (US) Inc., Houston, SR.14.11417 (2014)
- /13/ <https://hazmatonline.phmsa.dot.gov/IncidentReportSearch/Welcome.aspx>
- /14/ "Vapour Cloud Development in Over-filling Incidents ", FABIG Technical Note TN 12.
- /15/ "LNG Source Term Models for Hazard Analyses", Health and Safety Laboratories, 2010.
- /16/ J. L. Woodward and R. M. Pitblado: "LNG Risk Based Safety Modeling and Analysis", AIChE and John Wiley, 2010.
- /17/ Scandpower: "Comparative study on gas dispersion", Report No. 101368/R1, 24 January 2012.
- /18/ IOGP Risk Assessment Data Directory: "Ignition Probabilities", Report No. 434-06, September 2019.
- /19/ UKOOA/HSE: "IP Research Report. Ignition Probability Review, Model Development and Look-Up Correlations", January 2006.
- /20/ Lloyds Register Consulting: "Modelling of ignition sources on offshore oil and gas facilities", Report No. 106364, 2016.
- /21/ HyRAM: A methodology and toolkit for quantitative risk assessment of hydrogen systems, Elsevier International journal of hydrogen energy, vol 42, pages 7485-7493 (2017)
- /22/ Concept risk assessment of a hydrogen driven high speed passenger ferry, Elsevier International journal of hydrogen energy, vol 45, pages 1359-1372 (2020)



- /23/ GKP7H2 high speed passenger ferry concept risk assessment, Lloyd's Register Consulting report for MoZEES project, LR report 106575/R1, April. 2018
- /24/ LIQUID HYDROGEN SAFETY: Data Report: Closed room and ventilation mast studies, Forsvarets forskningsinstitutt (FFI) Norwegian Defence Research Establishment, DNV-GL Draft report, May 2020
- /25/ "NORSOK Z-013, vedlegg F".
- /26/ Gary A. Fitzgerald, "A Comparison of Simple Vapour Cloud Explosion Prediction Methodologies", Second Annual Symposium, Mary Kay O'Connor Process Safety Centre, Texas, October 30-31, 2001.
- /27/ "Obstructed Region Explosion Model", PHAST Theory, Rev. 2, 2015.
- /28/ "GAMES final report", W.P.M. Mercx, A.C. van den Berg, D. van Leeuwen, TNO Report PML, 1998-C53.
- /29/ "Buncefield: Why did it happen?", COMAH Control of Major Accident Hazards, 2011
- /30/ "NORSOK S-001":2018
- /31/ "Design Guidance for Hydrocarbon Fires, Fire and Blast Information Group (FABIG) Technical Note 13".
- /32/ "Handbook of Fire Protection Engineering", SFPA/NFPA, 2016
- /33/ FABIG: "Fire Loading and Structural Response", Technical note 11, 2010
- /34/ TNO: "Methods for Calculation of Physical Effects (TNO "Yellow Book")", CPR 14E.
- /35/ TNO: "Guidelines for Quantitative Risk Assessments (TNO "Purple Book")", CPR 18E.
- /36/ Frank P. Lees: "Loss Prevention in the Process Industries", 4th Edition, Elsevier 2016.
- /37/ D.A. Lihou and J.K Maud:"Thermal Radiation form Fireballs", I. Chem. Eng Symposium Series No. 71, The Institute of Chemical Engineers, 1982.
- /38/ Xie Mengmeng: "Thermodynamic and gas dynamic aspects of a BLEVE", Delft University of Technology, Report 04-200708, 2007.
- /39/ Johnson, D.W., and Woodward, J.L., "A model with data to predict aerosol rainout in accidental releases", Centre for Chemical Process Safety (CCPS), New York (1999).
- /40/ "Rollover in LNG storage tanks", Summary Report by The International Group of LNG Importers (GIIGNL), 2012-2015.
- /41/ A. Buang: "Boilover in liquid hydrocarbon fires", Ph.D Thesis Loughborough University, 2014.
- /42/ Method for derivation of probitfunctions for acute inhalation toxicity, RIVM Report 2015-0102
- /43/ [Probit function status overview | RIVM](https://www.rivm.nl/en/probit-functions/probit-function-status-overview) (<https://www.rivm.nl/en/probit-functions/probit-function-status-overview>)
- /44/ Vurdering av nye og gamle probitfunksjoner for innånding av akutt giftige stoffer, FFI 2020
- /45/ Registry of Toxic Effects of Chemical Substances (RTECS), The National Institute for Occupational Safety and Health (NIOSH), USA, [www.cdc.gov](http://www.cdc.gov)
- /46/ <https://www.epa.gov/aegl>.
- /47/ Standing Operating Procedures for Developing Acute Exposure Guideline Levels for Hazardous Chemicals, National Academy Press, International Standard Book Number 0-309-07553-X (2001)

- /48/ Lubos Kotek, Leisan Mukhametzinovaa, Michal Holubb, Petr Blechac: "Low Concentration of Oxygen in External Environment -Modeling the Consequences of Accident", Chem. Eng. Trans. Vol. 36, 2014.
- /49/ "Hazards of inert gases and oxygen depletion: IGC Document 44/09/E", European industrial gases association, Brussels, Belgium, 2009.
- /50/ TNO: "Methods for the Determination of Potential Damage (TNO "Green Book")", CPR 16E.
- /51/ Vysus Group: «Bakgrunn for terskelverdi for eksplosjon – rev.1», Notat no. PRJ11100262033, 30. juni 2021
- /52/ Veiledning for innmelding av farlig stoff. DSB 2009 Versjon 3. ISBN 978-82-7768-210-5. HR 2159



## Vedlegg A

# Kartlegging av virksomheten i tidligfase og ledeord for bruk i HAZID-gjennomgang

# 1 Tabeller for bruk i innledende kartlegging av virksomheten

1.0	Formålet med analysen	Referanser
	Innmelding av nybygg, nyetablering	
	Innmelding av endringer ved eksisterende virksomhet.	
	Granskning av ulykke i virksomhet eller i nabovirksomhet	
	Oppdatering av eksisterende analyse og/eller sikkerhetsrapport, ref. Storulykkeforskrift § 9	
	Endringer i arealplanlegging, virksomheten selv eller nabovirksomhet, kommunen	
	Spesielle krav fra myndigheter	
	Annet	

2.0	Hva slags farligstoff håndterer virksomheten	Referanser
	<b>Trykksatt stoff</b>	
	Brannfarlig gass	
	Oksiderende gass	
	Giftig gass	
	Brannfarlig aerosolbeholder	
	Vanndamp eller hetvann under trykk	
	<b>Brannfarlig stoff</b>	
	Brannfarlig væske	
	Diesel og fyringsoljer	
	Oppvarmet flytende stoff, oppvarmet til en temperatur lik eller høyere enn flammepunktet	
	Brannfarlig fast stoff	
	Stoff som utvikler brannfarlig gass i kontakt med vann	
	Selvantennende væske	
	Selvantennende fast stoff	
	Selvopphetende stoff	
	Oksiderende fast stoff	
	Oksiderende væske	
	Selvreaktivt stoff	
	Organisk peroksidtype	
	<b>Reaksjonsfarlig stoff</b>	
	Stoff som utvikler giftig gass	
	Nedkjølte toksiske gasser	
	Annet	

3.0	Tilgjengelig dokumentasjon, graden av nøyaktighet	Referanser
	Plantegninger eller situasjonskart	
	Prosessbeskrivelse (blokkdiagram)	
	Detaljerte rør, instrument og utstyrsdiagram (P&ID), massebalanse	
	Risikoanalyser	
	Avvik, rapport fra tilsyn, beste praksis, erfaringsoverføring fra bransjen etc.	
	Annet	

4.0	Lagrede mengder farlig stoff	Referanser
	Meldepliktig iht. Forskrift om farlig stoff	
	Storulykkeforskrift § 6, § 9	
	Annet	

5.0	Håndtering av farlig stoff	Referanser
	Lasting/lossing via faste rør/slanger/lastearm	
	Lasting/lossing fra/til tankbil/tog/båt/bil	
	Oppbevaring i atmosfæriske tanker/trykk tanker	
	Tilvirking/prosessering	
	Behandling/lagring/mellomlagring	
	Intern transport	
	Blanding/omtapping/overføring	
	Utslipp til grunn, vann, luft	
	Annet	

6.0	Omgivelser - Hvor ligger virksomheten	Referanser
	Tettbebygget, by/bygd, strøk med/uten havn	
	Åpent landskap, spredt bebyggelse med/uten havn	
	Kupert landskap, spredt bebyggelse med/uten havn	
	<b>Naboer?</b>	
	Særskilte sårbare objekt: Skole, barnehage, sykehus, sykehjem, nærmiljøanlegg, idrettsanlegg	
	Hotell, overnattingssteder, forretning, restauranter	
	Ekstern beredskap, Utrykningsetater	
	Vil utilsiktede/ukontrollerte hendelser som kan inntreffe i nærliggende <i>virksomheter</i> (industriforetak etc.), utgjøre en risiko for virksomheten (dominoeffekt)? - finnes det potensielle sabotasje-/terror mål i nærheten?	
	Annet	

7.0	Infrastruktur nær virksomheten	Referanser
	Trafikkerte veier; private veier, fylkesvei, riksvei etc.	
	Buss, tog, trikk, bane ferge, fly	
	Turstier, gang- og sykkelveier	
	Kraftforsyning	
	Annet	

8.0	Naturgitte forhold nær virksomheten	Referanser
	Vegetasjon; skog, allé, tett skog, kratt	
	Finnes det terrengformasjoner som bratte stup, høye fjellvegger etc.	
	Utsatt for flom, springflo, skogbrann	
	Værdata tilgjengelig?	
	Annet	

9.0	Beredskap	Referanser
	Medfører bortfall av tilgang på følgende tjenester ulemper for virksomheten? -elektrisitet, teletjenester, vannforsyning	
	Vanntilførsel? Har området tilstrekkelig brannvannforsyning (mengde og trykk)?	
	Tilgang på eksterne brannmannskaper, uttrykkings tid etc. Adkomstrute for brannbil?	
	Automatisks brannslukking ute/inne, deluge anlegg, vannkanon, skumanlegg, vanngardin etc.	
	Brannalarm, gassalarm	
	Ulovlig sabotasje og terrorhandlinger: er virksomheten i seg selv et sabotasje-/terrormål?	
	Industrivern – grunnleggende krav/ forsterket	
	Annet	

## 2 Ledoord for bruk i HAZID-gjennomgang

Tabell 2.1 - Eksempel på ledeord for bruk i HAZID

Kategori	Ledeord
Tap av innhold - lekkasjer/søl eller krysskontaminering. Svikt av prosessstanker (atmosfæriske og trykksatte). Lekkasje eller brudd i varmevekslerrør. Svikt i prosessrør.	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Farlige kjemikalier (inkludert hydrokarboner)</li> <li>• Andre kjemiske farer</li> <li>• Sprengstoff</li> <li>• Uventede reaksjoner</li> <li>• Inkompatible materialer</li> <li>• Termisk ukontrollert reaksjon (runaway)</li> <li>• Luftingress</li> <li>• Korrosjon</li> <li>• Erosjon</li> <li>• Sprøhet (kjemikalier, lav temperatur)</li> <li>• Ekstern sammenstøt</li> <li>• Tretthet</li> <li>• Unormal vibrasjon</li> <li>• Mekanisk sammenstøt</li> <li>• Overfylling</li> </ul>
Høy/lav trykk Høy/lav temperatur	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Varm prosess/super varme</li> <li>• Damp</li> <li>• Kondensat</li> <li>• Kalde prosesser /kryogene</li> <li>• Termisk forbrenning</li> <li>• Sikkerhetsventiler</li> <li>• Fakler</li> </ul>
Bygninger	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Virkningen av eksterne farer</li> </ul>

Kategori	Ledeord
Eskalering	<ul style="list-style-type: none"> <li>• BLEVE</li> <li>• Konsekvens av andre hendelser</li> <li>• Brann og gassdeteksjon, brannslukningsutstyr, vanngardiner etc.</li> <li>• Evakueringsruter</li> </ul>
Transportering	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Hendelser med jernbane/jernbanevogn</li> <li>• Dokk/marine hendelser</li> <li>• Kjøretøy trafikkhendelser</li> <li>• Tankbiler</li> </ul>
Mobilt Utstyr	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Tungt maskineri</li> <li>• Lette kjøretøy</li> </ul>
Løfte utstyr	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Fallende/svingende last</li> <li>• Kollaps av løfteutstyr, kraner etc.</li> <li>• Sviktende rigging</li> </ul>
Security	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Terrorisme</li> <li>• Ildspåsettelse</li> <li>• Sabotasje</li> <li>• Sivil uro</li> <li>• Hacking</li> <li>• Innbrudd</li> </ul>
Drift	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Samtidige operasjoner</li> <li>• Skifte av personell</li> <li>• Innleid personell/vikarer</li> <li>• Start/stopp, vedlikehold og inspeksjon</li> <li>• Nødstop</li> </ul>
Marine fartøy	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Skips sammenstøt med kai</li> <li>• Lasting/lossing</li> <li>• Utslipp</li> </ul>
Fabrikasjon og installasjon	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Kompleksitet</li> <li>• Modulisering</li> <li>• Transport</li> <li>• Oversjøisk produksjon</li> </ul>
Spesielle mekaniske eller elektriske ting	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Overdreven vibrasjon</li> <li>• Roterende utstyr (for eksempel kompressorsvikt)</li> <li>• Sterke magnetiske felt</li> <li>• Støy</li> <li>• Lagret energi</li> <li>• Elektrisk sjokk</li> <li>• Høy spenning/lav spenning, elektriske farer</li> </ul>

Kategori	Ledeord
	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Statiske elektriske farer</li> <li>• Ioniserende stråling</li> <li>• EX soner/utstyr</li> </ul>
Strukturelle feil	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Jordskjelv</li> <li>• Fundamentering (innsynkning, skure)</li> <li>• Korrosjon</li> <li>• Tretthet</li> <li>• Vektkontroll</li> <li>• Primærstruktur</li> <li>• Sekundære konstruksjoner</li> <li>• Midlertidige konstruksjoner</li> </ul>
Svikt i hjelpesystemer	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Kjølevann</li> <li>• Kjøletårnbrann</li> <li>• Nedkjøling</li> <li>• Strøm</li> <li>• Damp</li> <li>• Luft</li> <li>• Inert gasser</li> <li>• Oppvarming, ventilasjon og aircondition systemet</li> <li>• Kommunikasjonssystem</li> <li>• Brannslukkingssystem</li> <li>• Internett</li> <li>• Avløpsvann fjerning / behandling</li> <li>• Vakuum</li> <li>• Tett fangdam/oppsamling</li> </ul>
Natur og miljø	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Seismisk aktivitet</li> <li>• Vær: <ul style="list-style-type: none"> <li>○ Sterk vind</li> <li>○ Oversvømmelse</li> <li>○ Ekstrem kulde eller varme</li> <li>○ Høy eller lav luftfuktighet, tåke</li> <li>○ Jordskjelv/tsunami</li> <li>○ Orkan/tornado</li> <li>○ Lyn</li> </ul> </li> <li>• Påvirkning på utstyr fra marint miljø</li> <li>• Innsynkning /ustabilt terreng/jord og snøskred</li> <li>• Geologiske forhold for strukturell støtte</li> </ul>
Organisasjon	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Prosedyrer</li> <li>• Ansvar og myndighet</li> <li>• Kultur og adferds forståelse</li> </ul>

Kategori	Ledeord
	<ul style="list-style-type: none"><li>• Opplæring, kompetanse</li><li>• Planlegging</li><li>• Kommunikasjon</li><li>• Beredskap</li><li>• Industrivern</li><li>• Vaktordning</li></ul>



Vedlegg B

# Etablering av risikokurver

## Innholdsfortegnelse

1	Introduksjon.....	2
2	Generelt .....	2
3	Effekt av antall retninger .....	4
4	Interpolasjon av simulerte scenarioer .....	6
5	Antall lekkasjepunkter .....	7
6	Antall simulerte rater.....	8
7	Glatting av risikokonturene .....	9
8	Raffinere risikokonturer i kritiske områder .....	10
9	Oppsummering – risikokonturer.....	11

# 1 Introduksjon

Dette vedlegget er en del av «Retningslinjer for kvantitative risikovurderinger for anlegg som håndterer farlig stoff», og beskriver gode prinsipper for å etablere forventningsrette risikokonturer.

# 2 Generelt

En risikoanalyse bør settes opp slik at risikokonturene representerer et godt estimat på «alle» ting som kan skje – med deres innbyrdes sannsynlighet (frekvens). Dette betyr at uansett hva som eventuelt skjer på et anlegg så bør risikoanalysen ha vurdert et tilsvarende scenario.

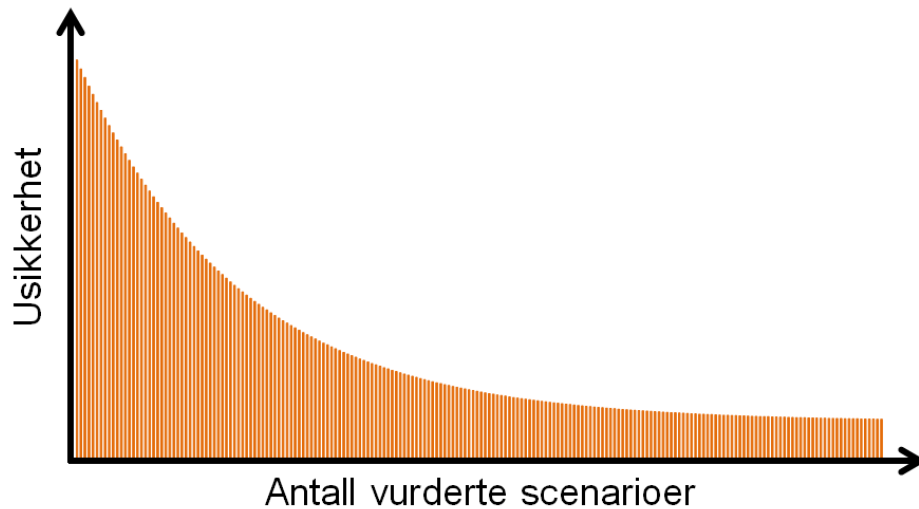
I virkeligheten er det uendelig mange forskjellige scenarioer (slutthendelser) som kan inntreffe på et anlegg, og man må i praksis diskretisere utfallsrommet for topphendelsene (ref. kap. 3.2) slik at man vurderer et tilstrekkelig antall variasjoner av disse topphendelsene. Dette må gjøres med å velge et endelig antall lekkasjepunkter, lekkasjerater, lekkasjeretninger, vindretninger og vindhastigheter. I tillegg må man velge et begrenset antall tenntidspunkter og tennsteder siden alle variasjoner av dette vil gi ulike konsekvenser. Dette vil kunne ende i svært mange ulike scenarioer. Som eksempel nevnes at om man antar 100 lekkasjepunkter, 10 lekkasjerater, 6 lekkasjeretninger, 12 vindretninger, 10 vindhastigheter, 10 tenntidspunkter og 5 tennsteder for hvert tidspunkt vil man ende opp med 36 millioner scenarioer, og det vil derfor være behov for å skille på simulerte og vurderte scenarioer.

Ved å bruke symmetribetraktninger og forenklede fysiske modifiseringer på allerede simulerte scenarioer kan man redusere betydelig antall vurderte scenarioer man faktisk trenger å simulere. Det er således anledning for å vurdere et stort antall scenarioer basert på et betydelig redusert antall simulerte scenarioer.

Dersom det gjøres symmetribetraktninger for å redusere antall simulerte scenarioer, er det viktig at man samtidig vurderer godheten i fysikken i scenarioene, etter prinsippene diskutert i hovedrapportens kapittel 3.4.2. Det er således mulig å simulere noen av scenarioene med empiriske verktøy og andre med CFD-verktøy, avhengig av hvor mye av fysikken i scenarioene det er nødvendig å fange opp (og dermed være i stand til å beregne representative risikokonturer).

Selv om lekkasjefrekvensfordelingen kan vurderes å være representativ for anlegget (se hovedrapportens kapittel 3.3.2) og de simulerte scenarioene er utførte med riktig simuleringsverktøy i forhold til retningslinjene i hovedrapportens kapittel 3.4.2, er det fortsatt avgjørende at det vurderes et tilstrekkelig antall hendelser til at utfallsrommet spennes ut med tilstrekkelig nøyaktighet. Dette er nødvendig for at risikokonturene skal bli representative for det gitte anlegg og dets omgivelser. En risikoanalyse må derfor diskutere om antallet vurderte scenarioer er tilstrekkelig, og i hvilken grad antallet påvirker de beregnede risikokonturene.

En risikokontur (f.eks.  $10^{-7}$ -konturen) vil være svært usikker dersom den er basert på for få scenarioer. Man vet ikke om denne er konservativ eller ikke-konservativ med mindre man vet om de simulerte scenarioene er mer eller mindre alvorlige enn de som ligger rundt den "faktiske" risikokonturen. Feilen mellom den beregnede risikokonturen og den "faktiske" risikokonturen blir mindre med økende antall vurderte scenarioer, se Figur 2-1. Merk at selv om man simulerer mange scenarioer at i praksis "alle mulige" hendelser er simulert, så forsvinner ikke usikkerheten rundt frekvensbildet (hvor sannsynlig er de ulike hendelsene).



Figur 2-1 - Usikkerhet som funksjon av antall vurderte scenarier - illustrasjon

Antallet scenarier som må vurderes for å etablere tilstrekkelig nøyaktige risikokonturer vil variere for ulike anlegg avhengig av størrelse og kompleksitet. Tilsvarende vil behovet for antall beregninger for de forskjellige konsekvensvurderingene (brann, spredning, eksplosjon) også variere.

Ved topphendelse brann i oppsamlingskar i forbindelse med pølutslipp, vil det for eksempel ikke være behov for å variere antall utslippsposisjoner eller benytte mange store lekkasjerater, og ved bruk av et empirisk verktøy kan det være tilstrekkelig med noe få forskjellige vindstyrker for å spenne ut utfallsrommet for topphendelsen. Ved bruk av CFD vil det derimot kunne være mer behov for, for eksempel, å vurdere forskjellige vindretninger.

For vurderinger av topphendelse gasseksplosjon vil det normalt være behov for et større antall beregninger, med forskjellige utslippsrater, utslippsretninger, vindstyrker og vindretninger, tenningspunkter og tidspunkt. Fordi det er urealistisk å vurdere så mange scenarier i detalj, kan det være behov for å bruke lite innsats på scenarier og scenariovariasjoner med liten innvirkning på risiko, eksempel på forenklinger:

- For lekkasjerater som ikke danner skystørrelser som kan gi eksplosjonstrykk av betydning, er det ikke behov for å vurdere en rekke vindretninger og vindstyrker, alle disse scenariene kan representeres av beregningen for vindstille
- Det kan være behov å forenkle analysene ved dekobling av sprednings- og eksplosjonsstudiene slik at spredningsstudiet med påfølgende transient tennvurdering gir frekvens for antente skystørrelser (ekvivalent støkiometrisk skymetodikk), og eksplosjonsstudiet gir eksplosjonslaster som funksjon av antent skystørrelse
- La visse vindretninger representere scenarier for vindretninger som kan forventes å gi lignende strømningsfelt inne i området

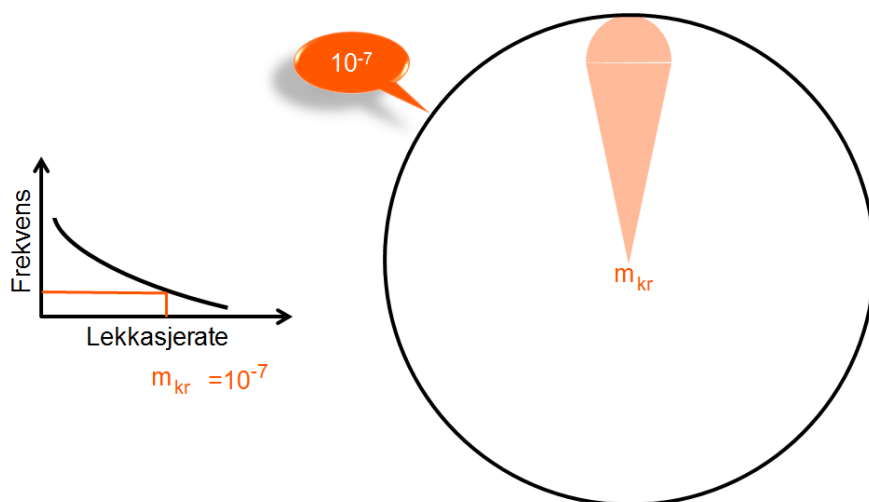
På denne måten kan et case med et stort antall scenarier reduseres til et overkommelig antall, samtidig som det vil være mulig å simulere ekstra scenarier med de lekkasjeratene som bidrar mest til risikokonturene.

En risikoanalyse må analysere tilstrekkelig antall mulige scenarier for at resultatene skal bli hensiktsmessige. Dette betegnes ved at risikoanalysen må spenne ut en tilstrekkelig del av utfallsrommet til at risikokonturene blir representative for det analyserte anlegg. Nedenfor belyses viktige faktorer som påvirker risikokonturene. Metoder for bearbeiding av risikokonturene er også beskrevet.

### 3 Effekt av antall retninger

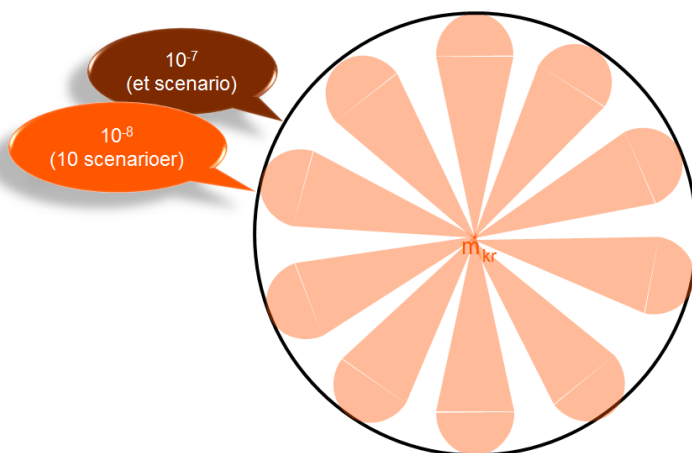
Antall retninger som vurderes, både lekkasjeretninger og vindretninger for et gitt lekkasjepunkt, har betydning for hvor risikokonturene vil ligge. Dette kan illustreres med følgende idealiserte eksempel for variasjon av lekkasjeretning (hvor vindforhold er idealisert til å alltid være vindstille):

Dersom alle mulige lekkasjer sorteres etter lekkasjestørrelse, vil man kunne identifisere en lekkasjerate som har en gitt frekvens, for eksempel  $10^{-7}$  pr. år (eller mindre). Om man simulerer en slik kritisk lekkasjestørrelse ( $m_{kr}$ ) vil man få et resultatfelt med en gitt kritisk lengde og bredde til brennbar (eller giftig) konsentrasjon, se Figur 3-1.



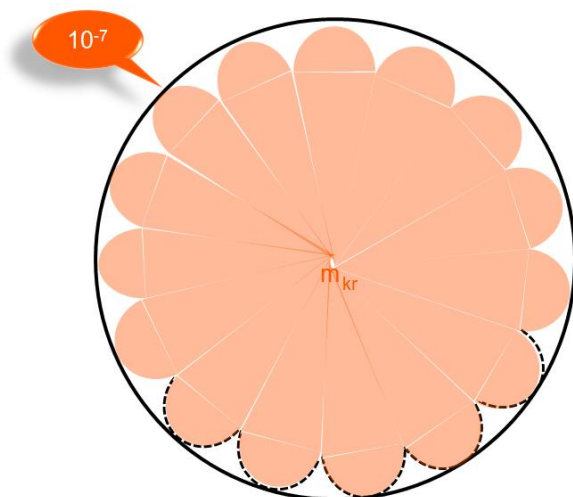
Figur 3-1 - Risikokontur fra å spenne en sirkel rundt et enkelt scenario med kritisk lekkasjerate ( $m_{kr}$ ). Figuren indikerer at alle punkter innenfor sirkelen har lik frekvens for eksponering ( $> 10^{-7}$  pr. år)

Den kritiske lekkasjeraten kan inntreffe i flere lekkasjeretninger og frekvensen kan derfor fordeles på hver av disse retningene. Om den kritiske raten f.eks. deles inn i 10 retninger og frekvensen antas fordelt på disse i like retningsintervaller, vil hver av disse representere  $1/10$  av den opprinnelige frekvensen, altså  $10^{-8}$ . Dersom man nå tegner en risikokontur ved å tegne en sirkel rundt tuppene av disse scenarioene, vil man få et annet resultat. Scenarioene har samme lengde og bredde som tidligere, men de har en frekvens som er  $1/10$  av det senarioet som representerte alle 10 retningene i en retning. Den samme risikokonturen som i Figur 3-1 representerte et estimat på  $10^{-7}$  vil nå representere et estimat på  $10^{-8}$ , se Figur 3-2.



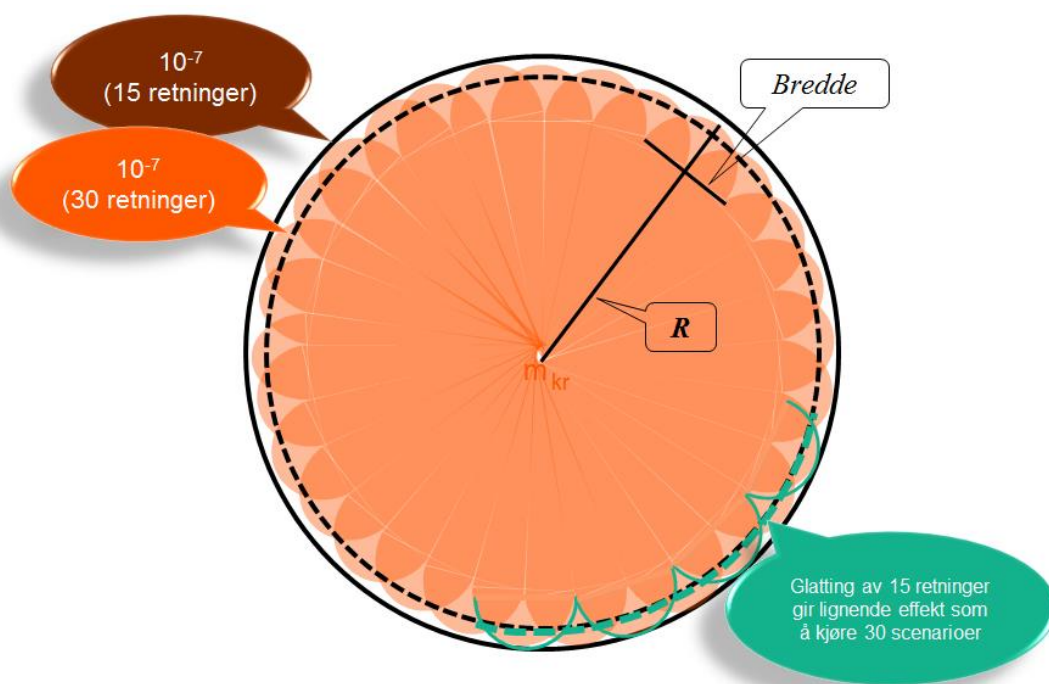
Figur 3-2 - Risikokontur fra å fordele kritisk rate på 10 like retninger. Figuren indikerer at alle punkter innenfor sirkelen har lik frekvens for eksponering ( $> 10^{-8}$  pr. år)

Om man fortsetter å fordele det kritiske scenarioet på flere retninger, vil man få enda lavere frekvens pr. scenario, men før eller siden vil retningene bli så mange at scenarioene begynner å overlape hverandre. Da begynner man å se en konvergens i risikokonturen. Dette kan illustreres ved et eksempel hvor 15 retninger akkurat overlapper hverandre, og man antar at hver av disse har en frekvens på  $10^{-7}$  pr. år. Dette betyr at innenfor tangentkurven vil man ha en eksponering på  $10^{-7}$  i hvert eneste punkt, og tangentkurven representerer en  $10^{-7}$ -kurve.



Figur 3-3 - Risikokontur med frekvens  $10^{-7}$  estimert med total 15 forskjellige lekkasjeretninger. Merk at isokonturen ofte defineres som randen langs scenarioene (stiplet linje), men i dette eksempelet som skal illustrere effekten av å kjøre flere retninger er isokonturen definert som sirkelen som tangerer ytterpunktene av scenarioene

Hvis man nå velger å fordoble antall vurderte retninger (til 30), så vil hvert av scenarioene få halve frekvensen, men de vil begynne å overlape hverandre slik at hoveddelen av feltet fortsatt vil få en akkumulert frekvens på  $10^{-7}$  pr. år i "alle punkter". Helt ytterst i feltet vil man se at de overlappede tuppene vil ha litt kortere utstrekning enn de ikke overlappende tuppene, se Figur 3-4, men forskjellen er betydelig mindre enn det vi så tidligere (Figur 3-2) der man ikke hadde overlappende scenarioer. Vi ser nå at vi har fordelt kritisk rate på nok retninger til at isokurven begynner å konvergere.



Figur 3-4 - Risikokontur med frekvens  $10^{-7}$  estimert med total 30 forskjellige lekkasjeretninger

Figur 3-4 viser at det er simulert nok scenarier når antall nødvendige retninger er proporsjonal med  $Bredde/2\pi R$ .

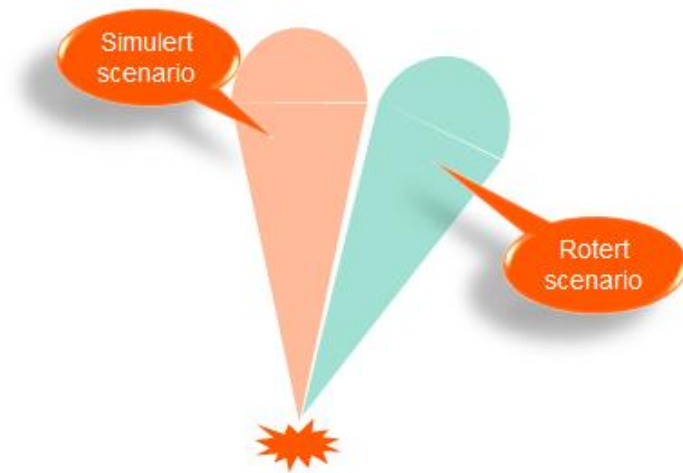
En risikokontur som er midlet eller glattet vil være mer representativ enn om man benytter den ytterste "taggen" i en taggete kontur.

I en reell risikoanalyse vil det være mulig å variere flere faktorer (lekkasjeretning, vindretning) slik at de glatter ut feltet. I slike tilfeller vil det være glattheten på feltet, samt samspill med dominerende bygg eller terreng, som indikerer om man har kjørt nok scenarier.

Fra figurene over kan man også konkludere at det å benytte få scenarier vil kunne medføre større risikokonturer, enn ved bruk av flere scenarier.

## 4 Interpolasjon av simulerte scenarier

Dersom man har simulert en rekke scenarier for å få med den fysikken man vurderer som vesentlig for utfallsrommet av en topphendelse, kan man estimere konsekvensen av scenarier som er relativt like de simulerte ved å benytte seg av symmetri, rotasjon, og interpolasjon. Frekvensen må da fordeles på det totale antall vurderte scenarier. Rotasjon kan benyttes for eksempel når man forventer at en liten endring i vindretning vil gi samme fareavstand, men bare i en litt annen retning. I slike tilfeller kan man rotere det simulerte resultatfeltet rundt utslippspunktet for å vurdere det nesten like scenarioet, se Figur 4-1. Usikkerheten ved å rotere blir større jo mer man roterer, men noen typer scenarier kan likevel roteres mye og fortsatt vurderes som forventningsrett. Et eksempel på et scenario som kan roteres mye og fortsatt vurderes som forventningsrett er fordampning fra et oppsamlingsbasseng som ligger i et flatt område uten betydelige obstruksjoner. Motsatt kan man si at et scenario med høyhastighetsutslipp i et område hvor både vind og jettens momentum påvirkes av objekter (bygg terreng etc.) ikke kan roteres mye før fysikken blir svært forskjellig.



Figur 4-1 - Rotasjon av et simulert scenario for å vurdere et lignende scenario

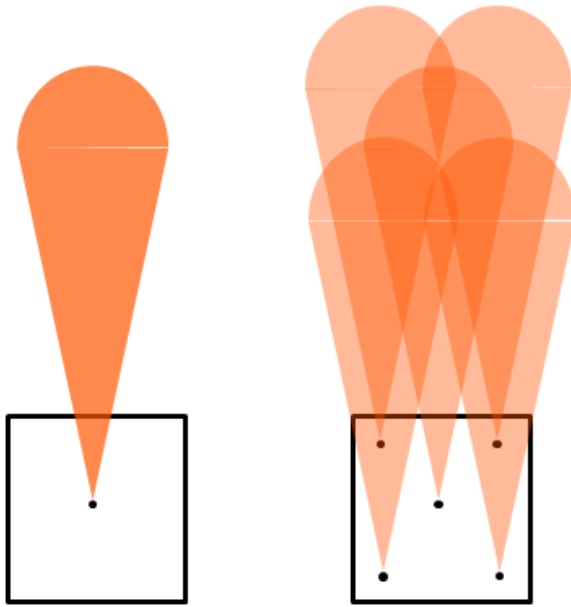
Interpolasjon er en annen metode som kan benyttes til å vurdere scenarioer med litt forskjellige lekkasjerater eller vindhastigheter enn de som er simulerte. I en interpolasjon av type "frost sky" (frozen cloud) kan man justere konsentrasjonen i hvert kontrollvolum for å vurdere hvordan et scenario med en litt annen utslippsrate kan se ut. For eksempel, om man dobler gasskonsentrasjonen i alle kontrollvolumer i resultatfeltet kan dette representere et utslipp som er dobbelt så stort (dobbel masserate) som det simulerte. Metodikken er unøyaktig og må brukes med forsiktighet, det anbefales ikke å bruke denne interpolasjonsmetodikken for rater som er mer enn det dobbelte eller halve av det simulerte.

Felles for alle typer interpolasjoner og rotasjoner er at man ikke bør benytte dette for å vurdere scenarioer som er svært forskjellige fra de simulerte.

## 5 Antall lekkasjepunkter

En lekkasje kan i prinsippet oppstå på svært mange steder i et prosessanlegg. I risikoanalysen må man velge et endelig antall scenarioer, og dermed også et endelig antall lekkasjepunkter, for å modellere "alt" som kan skje i et område. Antallet lekkasjepunkter man velger, vil kunne påvirke hvor de beregnede risikokonturene blir liggende. Men, feilen man gjør ved å velge for få lekkasjepunkter kan estimeres til maksimalt å være i størrelsesorden lik dimensjonen på prosessområdet, se Figur 5-1 (hvor prosessområdet er markert med en sort firkant).

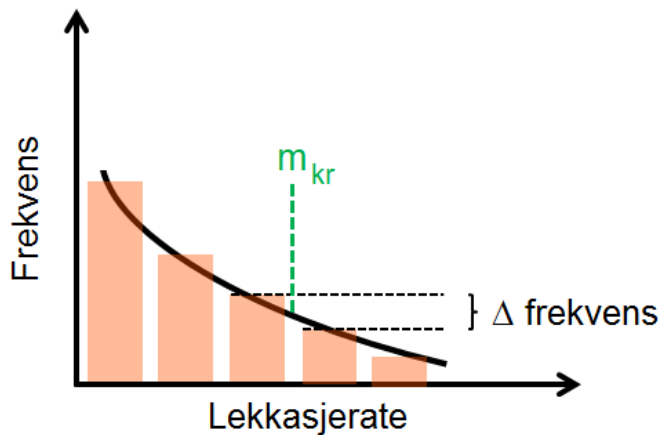




Figur 5-1 - Effekten av å velge et lekkasjepunkt i forhold til 5 lekkasjepunkter i et område

## 6 Antall simulerte rater

Om inndelingen av simulerte rater er for grov, vil ratene som representerer kritisk modellert lekkasje (f.eks.  $10^{-7}$  frekvens) kunne være enten litt for små eller litt for store i forhold til de ratene som representerer den reelle kritiske raten. Risikokonturene vil dermed få en tilsvarende feil i frekvensen på de beregnede risikokonturene. Feilen på disse frekvensene vil imidlertid være begrenset til forskjellen i frekvens på raten som representerer den virkelige kritiske raten, og den raten som representerer den beregnede kritiske raten. Denne feilen er begrenset av frekvensforskjellen mellom den simulerte raten som ligger over og under den reelle kritiske raten, se Figur 6-1.

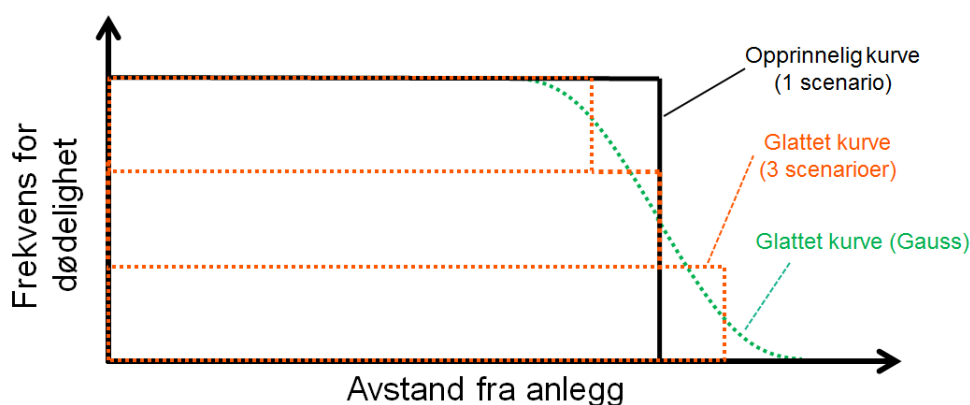


Figur 6-1 - Estimert feil i isokonturer er proporsjonal med forskjellen i frekvens mellom de ratene som ligger over og under den kritiske raten (betingelser at man vet kritisk rate før man kan vurdere feil). Simulerte rater er markert i oransje

## 7 Glatting av risikokonturene

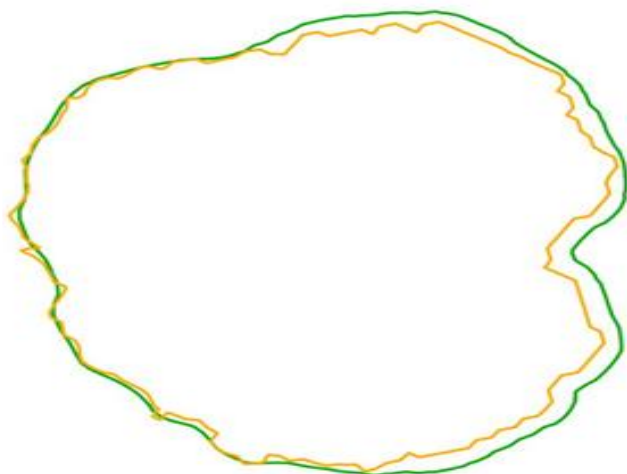
Om en beregnet risikokontur er taggete uten at dette kan forklares med spesifikke forhold knyttet til anlegget, er dette trolig fordi konturene er basert på for få scenarier. Fra Figur 3-4 kan man se at en glatting av konturene må antas å gjøre disse mer forventningsrette, og det er derfor anbefalt å glatte kurver som er taggete uten at dette kan knyttes til anlegget.

Glatting av en taggete kurve har en tilsvarende effekt for resultatfeltet som å kjøre flere scenarier med litt ulike inputparametere. I Figur 7-1 er dette illustrert ved å fordele frekvensen til et scenario over 3 ulike scenarier med litt ulik lekkasjerate. Dette er sammenlignet med effekten av å glatte det ene scenarioet med en normalfordelt glattefunksjon. Merk at formen på den glattede kurven (grønn kurve) bestemmes av det valgte standardavviket i den normalfordelte glattefunksjonen (Gauss). Formen på den oransje glattingen er bestemt av hvor mye de parameterne som bestemmer scenarioene varierer.

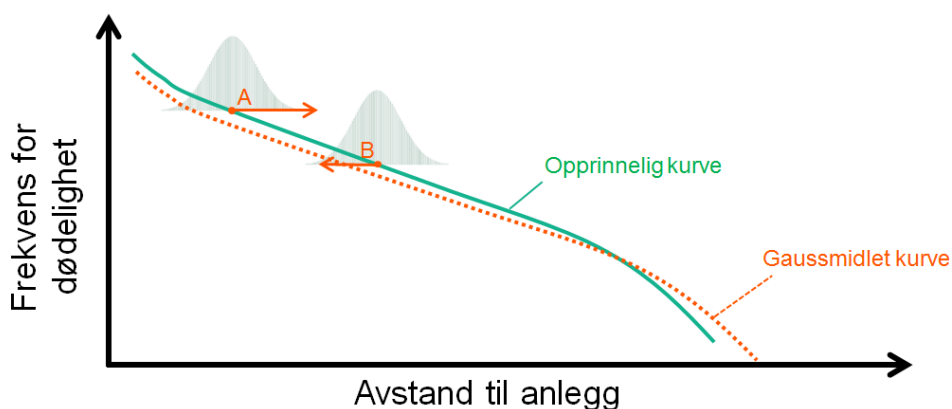


Figur 7-1 - Illustrasjon som viser at dersom man kjører kun et scenario som representerer all frekvens for dødelighet (hvor dødelighet er fastsatt ved terskelverdi, se hovedrapportens kapittel 4.2.1), så kan frekvensfeltet enten glattes ved å kjøre flere scenarier (den oransje kurven viser den samme frekvensen fordelt over 3 litt ulike scenarier) eller ved å benytte en normalfordelt glattefunksjon (Gaussglatting, se grønn kurve)

Figur 7-2 viser en risikokontur som er glattet ved å benytte en normalfordelt glattefunksjon (Gaussfordeling med standardavvik 1,0). En slik glattefunksjon glatter frekvensfeltet ved at hvert punkt justeres ut fra verdien i omliggende punkter i alle retninger med en vektning i henhold til normalfordelingen basert på avstand til det vurderte punkt. Standardavviket avgjør hvor mye vekt punkter skal få i justeringen som funksjon av avstand til det glattede punkt. Den glattede kurven (grønn kurve) følger hovedtrendene fra risikokonturen, men glatter ut de små ujevnheterne. Merk at selv om en slik glatting vil gjøre risikokonturene mer forventningsrette i de tilfellene hvor de små ujevnheterne (taggene) ikke kan knyttes til forhold ved det analyserte anlegget, vil en slik glatting også medføre at den flytter frekvens fra de høye frekvensverdiene mot de lavere verdiene (i praksis flyttes frekvens fra selve anlegget og utover i alle retninger), se Figur 7-3. En Gauss glatting med standardavvik 1,0 – 4,0 vurderes å være akseptabelt for å ta bort små ujevnheter (tagger).



Figur 7-2 - Eksempel på risikokontur (oransje) som er glattet ved en normalfordelt (Gauss) glatting med standardavvik = 1,0 (grønn kurve)



Figur 7-3 - Illustrasjon som viser at en glattefunksjon vil flytte frekvens fra høye frekvensverdier mot lave frekvensverdier. Når frekvens flyttes gjennom normalfordelingen, vil flere scenarier flyttes mot lavere verdier (A) enn høye verdier (B) – rett og slett fordi punkt A har høyere frekvens

Merk også at i et reelt utslipp vil vindforholdene normalt være dynamiske (i konstant endring). Dette vil påvirke hvordan utslippet sprer seg og hvor brennbare og giftige konsentrasjoner vil oppstå. Dynamiske vindforhold ("meandering") vil normalt ikke benyttes i spredningsberegningene som utføres i en risikoanalyse selv om dette til dels er tatt med i kalibreringen av simuleringverktøyene, og da særlig i kalibreringen av empiriske verktøy. En glatting av resultatfeltet vil også kunne sies å representere de samme effektene som man ville oppnådd ved å bruke dynamiske vindfelt i simuleringene.

## 8 Raffinere risikokonturer i kritiske områder

Risikokonturer kan detaljeres i enkelte områder av spesiell interesse. Gjennom en raffinering er formålet at konturene skal bli mer forventningsrette i et gitt område, for eksempel et område hvor man forventer interessekonflikter.

En risikokontur kan raffineres i et område uten å påvirke andre områder ved å kjøre flere simuleringer kun der hvor scenarioene eksponerer området man ønsker raffinering (målområdet).

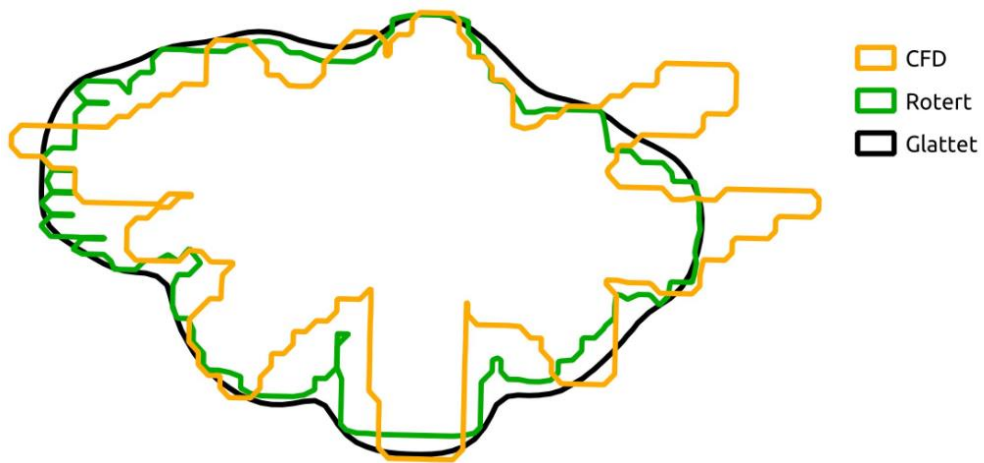
For å vurdere om det er kjørt tilstrekkelig med tilleggssimuleringer i målområdet vises det til prinsippene diskutert i hovedrapportens kapittel 3.9.

## 9 Oppsummering – risikokonturer

Dersom risikokonturene skal bli forventningsrette må analysen spenne ut en tilstrekkelig del av utfallsrommet for topphendelsene. Følgende tre steg anbefales som en robust måte å oppnå forventningsrette risikokonturer:

- Først kjøres tilstrekkelig med simuleringer/beregninger til at hovedfysikken i alle relevante scenarier blir fanget opp. Dette må gjøres med en rekke enkeltscenarier, og det må gjøres med modelleringsverktøy som er i stand til å fange opp relevant fysikk i scenariene, se hovedrapportens kapittel 3.4.2.
- Dersom risikokonturene bærer tydelig preg av at for få scenarier er simulert (typisk ved at konturene har tagger/armer knyttet til de simulerte enkeltscenarioene), kan man benytte de simulerte scenarier til å estimere scenarier som vurderes som tilstrekkelig like de som er simulert. Her vil man typisk rotere eller manipulere konsentrasjonsfeltet for å estimere lignende scenarier som de som er simulerte. En slik interpolasjon/ekstrapolasjon vil miste noe av fysikken i de simulerte scenariene (for eksempel vil strømming rundt store objekter ikke fanges opp riktig), men de vil ha den effekten at de glatter ut frekvensen på flere hendelser
- Dersom risikokonturene fortsatt har små ujevnheter etter at interpolasjon/ekstrapolasjon er utført, kan man glatte resultatfeltet (f.eks. med en Gaussglatting som vist i Figur 7-2). En slik glatting vil ikke ivareta fysikken direkte, men kun representere en glatting av resultatfeltet. En glatting som jevner ut små ujevnheter i resultatfeltet (som ikke er knyttet til forhold knyttet til anlegget) vil gjøre risikokonturene mer forventningsrette, se Figur 3-4.

Et eksempel på prosessen over er vist i Figur 9-1. Den oransje risikokonturen representerer en gitt frekvens basert på kun CFD-simuleringer av brennbar gass. Fra taggene på konturen kan man se at det er simulert for få vindretninger (12 retninger er simulert – og man kan telle 12 tagger på kurven). I den grønne kurven er hver CFD-simulering brukt til å vurdere 3 ekstra scenarier med vindretning nær de simulerte ved å rotere de simulerte scenariene rundt lekkasjepunktet. Lekkasjefrekvensen for det simulerte scenariet er fordelt på de 4 representative vurderte scenariene. Dermed kan en ny risikokurve lages basert på 48 retninger istedenfor 12. Den grønne risikokurven representerer resultatene for de interpolerte resultatene. Den grønne kurven er glattere og må vurderes som mer forventningsrett enn den oransje. Den sorte kurven er fremkommet ved å glatte den grønne kurven (glattingen er foretatt ved en Gauss glatting med standardavvik 2.0). Merk at det ikke er den grønne kurven som blir glattet direkte, men hele 3D frekvensfeltet. Men, når hele 3D frekvensfeltet glattes så flytter isokonturene for en gitt frekvens seg tilsvarende. Den glattede kurven forventes å være en mer forventningsrett kurve enn både den oransje kurven (12 retninger uten glatting) og den grønne kuven (48 retninger uten glatting).



Figur 9-1 - Eksempel på simulerte (CFD), vurderte (roterte) og glattede risikokurver