

Rapport til:
Rapportnummer:
Dato:
Revisjon:

Direktoratet for samfunnssikkerhet og beredskap (DSB)
RMC0500914/R1
14. mars 2025
Rev 02



Retningslinjer for kvantitative risikovurderinger for anlegg som håndterer farlig stoff

Revidert utgave

Rapportinformasjon

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

Rapportnummer: RMC0500914/R1	Dato: 14. mars 2025	Revisjon: Rev 02
Utarbeidet av: Adrian Lager Ingeniør	Gransket av: Joar Dalheim Sjefingeniør	Godkjent av: Ingebjørg Valkvæ Avdelingsleder

Kundekontakt: Celin R. Tonheim T: +47 920 32 954 celin.tonheim@dsb.no	Kundeenhet- og adresse: Direktoratet for samfunnssikkerhet og beredskap (DSB) Rambergveien 9 3115 Tønsberg
Kontaktperson hos Vysus Group: Joar Dalheim Sjefingeniør T: +47 952 41 750 joar.dalheim@vysusgroup.com	Vysus Group enhet og adresse: Vysus Norway AS Drammensveien 169 0277 Oslo

Dokumentkontroll (for Vysus Group internbruk):

Revisjon	Utarbeidet av	Gransket av	Godkjent av	Dato	Kommentarer
00	JAP	JD	KDA	18. okt. 2017	Første utgivelse
01	JAP	JD	KDA	1. juli 2021	Revidering etter erfaring med bruk
02	AL	JD	IV	14. mars 2025	Revidering etter erfaring med bruk

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: Suite C, 105 Piccadilly, London, W1J 7NJ.

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 Norway AS is a member of 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 (EU2016/679) ('Regulation'), and you (client) 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. © 2025 Vysus Group

Dokumentrevisjoner

Revisjon	Dato	Beskrivelse/Endringer	Endringer utført av
Rev 00	18.10.2017	Første utgivelse etter møter, innspill og høringsrunde med industrien i Norge	Joar Dalheim / Jan Pappas / Jan Røed
Rev 01	01.07.2021	Revidering etter erfaring med bruk	Joar Dalheim / Jan Røed
Rev 02	14.03.2025	Revidering etter erfaring med bruk	Joar Dalheim / Celin Tonheim

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 3.4.2.3 Nytt avsnitt med modell for lekkasjer fra tankbil under transport
- Kapittel 3.4.2.5 HyRAM-modellen (ny – anbefalt frekvensmodell for hydrogenlekkasjer)
- Kapittel 3.4.2.5 Kort info om de nye SAFEN-modellene
- Kapittel 3.4.2.7 Lekkasjer fra fylleslanger (ny – tydeliggjøring av frekvensdata for omlasting av LNG og LPG med slange)
- Kapittel 3.4.2.8 Lekkasje fra nedgravde rør (ny)
- Kapittel 3.4.2.9 Frekvens for BLEVE (ny)
- Kapittel 3.4.4 Anbefalte data for lekkasjefrekvenser (endringer i oppsummering)
- Kapittel 3.6.5 MISOF oppdatert til å omfatte hydrogen
- Kapittel 3.6.6 Tennsannsynlighet utenfor anleggets område (ny beskrivelse av samme modell)
- 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)
- Kapittel 3.6.7 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

Innholdsfortegnelse

Dokumentrevisjoner	3
Forkortelser	6
1 Innledning	7
1.1 Forord	7
1.2 Formål	7
1.3 Overordnede prinsipper	8
1.4 Utvalg av innhold	9
1.5 Definisjoner	10
2 Planlegging	11
2.1 Etablere kunnskap om anlegget	12
2.2 Valg av tilnærming og metode	12
2.3 Eksterne forhold	12
2.4 Design og barrierer	13
3 Risikoanalyse	13
3.1 Identifikasjon av farer, uønskede hendelser og barrierer	13
3.2 Etablere topphendelser	13
3.3 Utvikling av hendelsen / hendelsestre	14
3.4 Analyse av hyppighet for topphendelser	14
3.4.1 Generelt	14
3.4.2 Modeller for lekkasjefrekvenser	15
3.4.3 Andre lekkasjeårsaker	22
3.4.4 Oppsummering	22
3.5 Analyse av lekkasje og spredning	23
3.5.1 Modellering av lekkasjen	23
3.5.2 Fjernfelt	25
3.5.3 Største utbredelse av lekkasjer	27
3.6 Analyse av tenning	28
3.6.1 Generelt	28
3.6.2 RIVM-tennmodell	29
3.6.3 OGP-tennmodell	29
3.6.4 MISOF-tennmodell med tillegg for hydrogen	30
3.6.5 Forenklet tennmodell for hydrogen	31
3.6.6 Tening utenfor anlegget	33
3.6.7 Oppsummering	36

3.7	Analyse av eksplosjoner.....	36
3.7.1	Generelt	36
3.7.2	Skystørrelsens påvirkning på eksplosjonslaster	37
3.7.3	Beregning av eksplosjonstrykk inne i brennbar sky	38
3.7.4	Beregning av eksplosjonstrykk i fjernfelt	39
3.8	Analyse av branner	39
3.9	BLEVE og andre hendelser.....	40
3.9.1	BLEVE.....	40
3.9.2	Roll-over og boil-over	41
3.9.3	Intern eskalering av hendelser	42
3.10	Etablere risikokonturer	42
3.11	Beskrivelse av usikkerheter	43
4	Tålegrenser	44
4.1	Betydningen av tålegrenser for risikokonturene	44
4.2	Anbefalte tålegrenser	46
4.2.1	Generelt	46
4.2.2	Giftighet.....	46
4.2.3	Branner	46
4.2.4	Eksplosjoner.....	48
4.2.5	Spesielle stoffer.....	49
5	Forenklet metodikk	49
6	Presentasjon av resultatene	50
6.1	Kommunikasjon av små frekvenser	50
6.2	Resultater og mellomresultater	51
6.3	Hvor høyt over bakken gjelder hensynssonene?	53
6.4	Hensynssoner og individuell risiko	54
7	Scenarier for beredskapshensyn.....	54
8	Referanser	55

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

Vedlegg B – Etablering av risikokurver

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
ISO17776:2000	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)

1 Innledning

1.1 Forord

Denne rapporten er tredje utgave av DSBs retningslinjer for kvantitative risikovurderinger for anlegg som håndterer farlig stoff. Første og andre utgave av retningslinjene ble utgitt henholdsvis i oktober 2017 og juli 2021. Rapporten er utarbeidet av Vysus Norway AS for DSB.

[Kort informasjon om endringer og bakgrunn. Settes inn etter høring.]

Reviderte retningslinjer er tilgjengelige på www.dsb.no.

1.2 Formål

Formålet med retningslinjene er å redusere tilfeldige variasjoner som følge av datagrunnlag og metode ved utarbeidelse av kvantitative risikovurderinger for anlegg for håndtering av farlig stoff. Med farlig stoff menes i denne sammenheng brannfarlig, reaksjonsfarlig og trykksatt stoff, jf. liste over fareklasser i forskrift om håndtering av farlig stoff¹. Det er dessuten en målsetning at retningslinjene skal bidra til at risikovurderingene blir utført på en slik måte at de blir forstått og kan verifiseres, gjenskapes og sammenlignes, uavhengig av hvilke verktøy som er benyttet og hvem som står bak beregningene.

Retningslinjene er i utgangspunktet utarbeidet med henblikk på storulykkeanlegg, men kan også benyttes ved utarbeidelse av kvantitative risikovurderinger for mindre anlegg.

Som vi er inne på over, er det betydelige usikkerheter knyttet til utarbeidelse av kvantitative risikovurderinger. Selv om det foreligger standarder og internasjonalt anerkjente metoder for denne typen beregninger, har vi derfor vurdert det som nødvendig å publisere detaljerte retningslinjer for hvordan risikovurderingene skal utarbeides.

Retningslinjene legger opp til beregning av lokasjonsspesifikk individuell risiko, som presenteres i form av risikokonturer. Risikokonturene kan benyttes direkte som underlag for fastsettelse av hensynssoner i arealplaner. DSB har en målsetning om at det skal etableres hensynssoner rundt alle landets ca. 200 storulykkeanlegg med farlig stoff.

Retningslinjene må ses i sammenheng med *temarapport om sikkerheten rundt anlegg som håndterer brannfarlige, reaksjonsfarlige, trykksatte og eksplosjonsfarlige stoffer* (2013), ref. /1/, og *veileder om sikkerheten rundt storulykkevirkksomheter* (2019), ref. /2/, som begge er utgitt av DSB.

Temarapporten redegjør for det forvaltningsmessige grunnlaget for arealplanlegging rundt anlegg med farlig stoff og gir kriterier for akseptabel risiko for befolkningen i områdene rundt anleggene. Retningslinjene for kvantitative risikovurderinger er utarbeidet i tråd med prinsippene som fremgår av temarapporten. Merk at risikoakseptkriteriene som fremkommer av rapporten er knyttet opp mot tilstedeværelse av tredjepart, og at risikokonturer utarbeidet etter retningslinjene skal baseres på hendelsene som kan påvirke befolkningen i området rundt anlegget.

Veilederen om sikkerheten rundt storulykkevirkksomheter er primært utarbeidet for kommunene til bruk i arealplanlegging og styring av risiko i områder rundt storulykkevirkksomheter. Den setter også andre prosesser etter DSBs sektorlovgivning (samtykker og tillatelser) inn i et arealplanperspektiv. Veilederen omhandler bruk av hensynssoner i følgende situasjoner:

- når det er behov for å opprettholde forsvarlig avstand til befolkningen rundt storulykkevirkksomheter
- når det etableres nye tiltak (endringer) i omgivelsene rundt storulykkevirkksomheter

¹ Forskrift 8. juni 2009 nr. 602 om håndtering av brannfarlig, reaksjonsfarlig og trykksatt stoff samt utstyr og anlegg som benyttes ved håndteringen

- når det etableres ny storulykkevirksomhet eller det gjøres endringer i eksisterende storulykkevirksomheter

Storulykkeforskriften² stiller krav om at virksomhetene, på forespørsel, skal gi kommunen informasjon om sin risiko. Det fremgår ikke pr. mars 2025 eksplisitt av kravene i gjeldende regelverk at virksomhetene skal beregne risikokonturer, men både temarapporten og veilederen baserer seg på bruk av risikokonturer som grunnlag for etablering av hensynssoner rundt storulykkevirksomheter. Til informasjon må det påregnes at det kan komme regulatoriske endringer på området, da DSB i utkast til revidert forskrift om håndtering av farlig stoff (høring 11.09-11.12 2024) foreslår å stille krav om at storulykkevirksomheter må beregne og presentere virksomhetens risiko i form av risikokonturer (§ 14). En eventuell fastsettelse av det nye kravet forventes å skje i løpet av 2025.

Hensynssoner benyttes som et styringsverktøy i planprosesser etter plan- og bygningsloven³, blant annet for å sikre at risikoen for befolkningen i områder rundt anlegg med farlig stoff er akseptabel. Det fastsettes bestemmelser til hensynssonene, som beskriver hvilke restriksjoner som gjelder innenfor sonen, mens selve hensynssonen angir hvilke områder bestemmelsene gjelder for og hvilken type fare det er snakk om. Aktuelle typer bestemmelser kan for eksempel være vilkår for arealbruk (forbud mot eksempelvis boligbebyggelse), rekkefølgebestemmelser, krav om detaljregulering og krav om nærmere undersøkelser før gjennomføring av tiltak.

Risikostyring i omgivelsene rundt anlegg med farlig stoff ivaretas altså primært gjennom kommunens praktisering og håndheving av bestemmelser til hensynssoner i gjeldende arealplaner. Risikostyring inne på anleggene reguleres av bestemmelsene i brann- og eksplosjonsvernloven⁴ med underliggende forskrifter, herunder storulykkeforskriften og forskrift om håndtering av farlig stoff. Regelverket for håndtering av farlig stoff stiller krav om at virksomhetene innfører nødvendige tekniske og organisatoriske tiltak, eventuelt i kombinasjon med arealmessige begrensninger (for eksempel hensynssoner), slik at håndteringen av farlig stoff ikke medfører uakseptabel risiko.

Det er viktig å merke seg at det kan være nødvendig å ta hensyn til flere faktorer enn risikokonturene alene når det skal tas beslutninger om hensynssoner med tilhørende planbestemmelser. Risikokonturene utgjør imidlertid et viktig kunnskapsgrunnlag for arbeidet med arealplaner der storulykkeanlegg eller andre anlegg med farlig stoff inngår i planområdet, og kan som nevnt benyttes direkte som underlag for fastsettelse av hensynssoner. I praksis blir virksomhetenes risikovurderinger ofte benyttet som sakkyndige utredninger, som inngår som underlag for de mer generelle ROS-analysene som følger selve planarbeidet.

DSB forventer at denne siste utgaven av retningslinjene blir benyttet ved utarbeidelse av nye kvantitative risikovurderinger med risikokonturer, samt ved oppdatering (endring) av eksisterende risikovurderinger, for eksempel som følge av vesentlige endringer i virksomheten.

1.3 Overordnede prinsipper

Dette kapittelet 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

² Forskrift 3. juni 2016 nr. 569 om tiltak for å forebygge og begrense konsekvensene av storulykker i virksomheter der farlige kjemikalier forekommer

³ Lov 27. juni 2008 nr. 71 om planlegging og byggesaksbehandling

⁴ Lov 14. juni 2002 nr. 20 om vern mot brann, eksplosjon og ulykker med farlig stoff og om brannvesenets redningsoppgaver

"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.

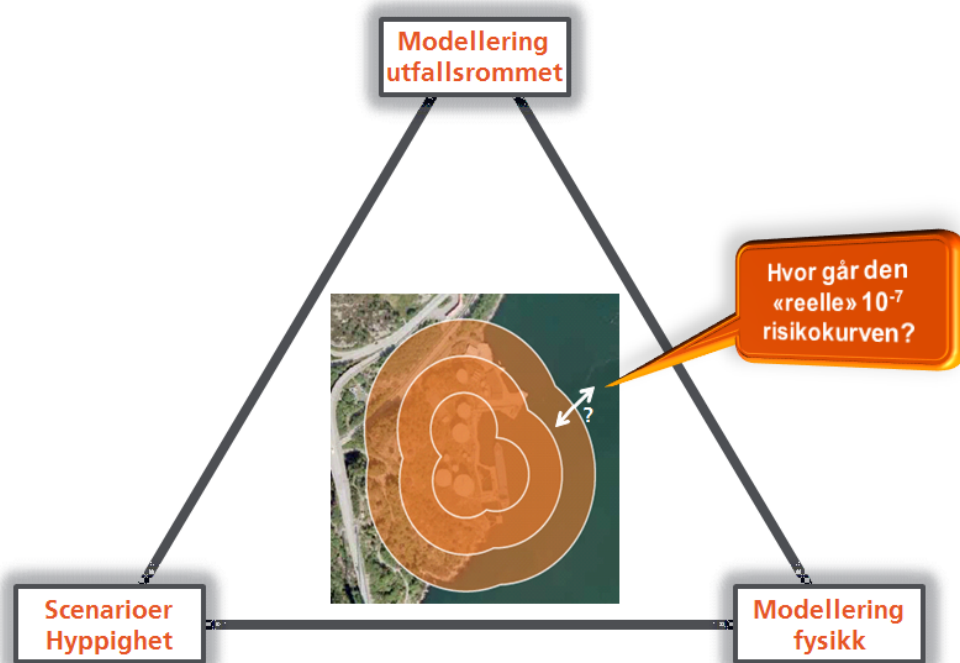
- Det er viktig at risikovurderingene ikke baseres på forutsetninger som lett kan endres eller som man ikke har kontroll over. Dette gjelder spesielt antagelser om hvordan tredjeperson vil oppføre seg eller være beskyttet ved en hendelse. Det legges derfor til grunn at tredjeperson vil være ubeskyttet, 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 tredjepersons 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 hensynssoner er avhengig av trafikk tettheten, tettheten av hus eller fritidsaktiviteter i området. Det skal derfor legges til grunn at en brennbar gassky som eksponerer arealer utenfor anleggets grenser, hvor det ikke er krav til tennkildekontroll, 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 av risikoen 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 – De viktigste driverne 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

Retningslinjene legger opp til bruk av isokonturer for å uttrykke risiko for tredjepart i området rundt anlegg som håndterer farlig stoff, såkalte risikokonturer. Risikokonturene fremkommer ved å trekke en linje mellom punkter med samme individuelle risiko. Individuell risiko er den statistiske frekvensen for å omkomme for en tenkt person som til enhver tid befinner seg på et gitt sted utenfor anlegget. Den individuelle risikoen beregnes ved å kombinere den statistiske frekvensen for at en dødelig hendelse skal oppstå med sannsynlighet for å omkomme i aktuell posisjon utenfor anlegget. Risikokonturene påvirkes altså ikke av hvor mange personer som faktisk oppholder seg i anleggets omgivelser.

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 mv. 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 å i analysen miste oversikt over hvilke hendelser som bidrar mest til risikoen og over effekten av barrierer, herunder hvilke barrierer som er kritiske. Man mister med andre ord presisjon på 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 slutt punkt 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 hendelser. 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 scenarioer 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 befaring 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 og 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

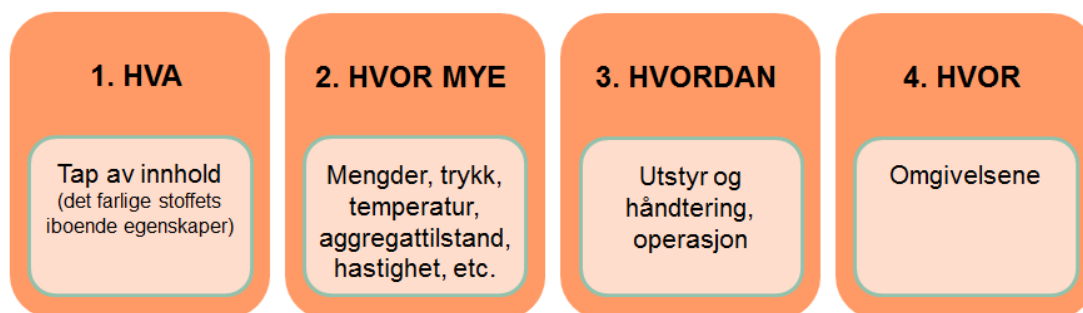
Før det kan utføres en QRA må det gjennomføres en HAZID for å identifisere hendelsene som kan inntreffe ved virksomheten. Hendelsene behandles så i hendelsetreanalyser, bow-tie analyser eller lignende. I tillegg til systemer og utstyr må også organisatoriske og operasjonelle forhold vurderes. Dårlig utført eller manglende vedlikehold, operatørfeil etc. kan for eksempel utløse eller medvirke til uønskede hendelser. 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 av farlig gods inne på anlegget må vurderes mht. om de kan påvirke risikokonturene.

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 hendelsetre 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 hendelsetre 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.

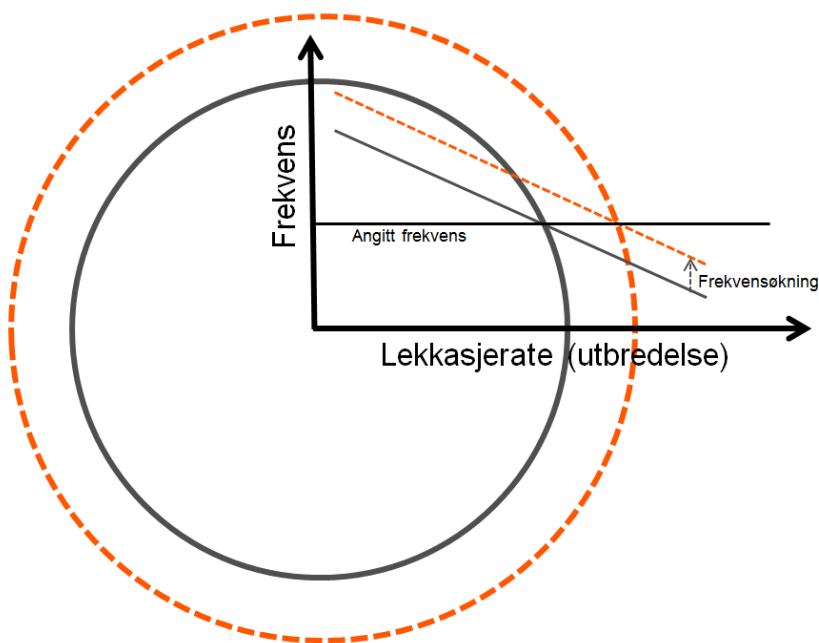
Vurdering av tennsannsynlighet er omtalt under "Analyse av tenning", se kapittel 3.6.

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 begrunnes og dokumenteres. Menneskelige, operasjonelle og organisatoriske forhold kan påvirke forventningsverdi for hyppigheten av topphendelsene. De generiske lekkasjefrekvensene 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 lekkasjescenarioer 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. trykktanker, 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. For eksempel vil man i en tidlig fase av en designprosess - før P&ID er ferdig - 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 risikoreduserende 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 anleggsspesifikk 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

I tillegg til disse gjøres det et omfattende arbeid i det pågående industriprosjektet SAFEN (Safe Energy Carriers), hvor anbefalte modeller for ulike typer landanlegg, og da særlig anlegg som håndterer gasser involvert i fornybarindustrien (hydrogen, ammoniakk, CO₂), er under utvikling. SAFEN har sitt hovedfokus på å utarbeide lekkasjefrekvensmodeller som dekker lekkasjer fra prosesssystemer og lagertanker, samt lekkasjer under fylleoperasjoner, men vil også foreslå modeller for å dekke risiko knyttet til materialhåndtering og rørledninger.

Historisk sett er RIVM og HSE de mest brukte av landbasert industrivirksomhet i Europa. OGP og PLOFAM stammer fra offshoreindustrien, men blir også benyttet for nedstrømsaktiviteter som f.eks. terminaler og petrokjemiske industrianlegg. Pr i dag er datagrunnlaget fra offshoreanlegg 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 lekkasjefrekvenser må justeres, eksempelvis som følge av kjente korrosjons- eller andre skademekanismer. HyRAM er en etablert modell for hydrogenlekkasjer som er basert på arbeidet ved Sandia National Laboratories i USA.

Siden man skal kombinere frekvenser med konsekvenser er det viktig at man benytter riktig modell for de ulike typer scenarioer. Eksempelvis er det forskjellige modeller for prosessutstyr, tanker, flasker og slanger.

3.4.2.1 RIVM-modellen

RIVM (Reference Manual Bevi Risk Assessment) modellen (ref. /3/) er hovedsakelig basert på Purple Book (ref. /41/). Dette 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.

En sammenligningsstudie mellom RIVM og HSE (ref. /4/) viser at en viktig forutsetning RIVM setter for bruk av lekkasjefrekvensene for trykktanker 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 trykktanker, da disse i utgangspunktet er dominert av forhold som designfeil, aldring, slitasje etc., eller benytte 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). Modellen kan benyttes 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. 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.

Sammenlignet med RIVM-modellen gir HSE-modellen en noe mer detaljert analyse ved at den gir høyere oppløsning med hensyn på utstyrskomponenter samt at effekten av prosessforhold (trykk, temperatur og fluidtetthet) tas hensyn til.

HSE-modellen har lekkasjefrekvenser for lasting/lossing med slanger og lastearmer til transporttanker basert på feiltreanalyse av operasjonen og tilhørende barrieresystemer, se ref. /7/. HSE-modellen har derimot ikke lekkasjefrekvenser for lasting/lossing med slanger til skip, men inneholder frekvenser for lasting/lossing med lastearm til skip. En sammenligning av feilfrekvensene for overføring til transporttanker med slange og lastearm viser en faktor 20 økning i frekvens for fullt brudd på slange, mens lekkasjer fra mindre hull har lik frekvens. For lekkasjefrekvenser for lasting/lossing til skip med slange anbefales det å justere lekkasjefrekvensen for fullt brudd under overføring med lastearm til skip med en faktor 20 og bruke samme frekvens for mindre hull lekkasjer.

I og med at det er vesentlig større oppløsning mht. lekkasjekilder i modellen til HSE enn RIVM-modellen, vil også telling av lekkasjekilder bli vesentlig mer omfattende enn ved bruk av RIVM-modellen. Den åpenbare fordelene ved bruk av HSE-modellen 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-modellen har frekvenser for tankbrudd på double- og full-containment tanker med ytterskall i betong, noe HSE ikke har. Bruk av HSE-modellen for slike tanktyper kan dermed være upresist og ikke fange opp den beskyttelsen ytterskallet gir. For slike tanker anbefales det å bruke OGP-modellen med lekkasjefrekvenser for fullt brudd og ingen lekkasjefrekvens for mindre hull lekkasjer:
 - double containment: Fullt brudd: 1,3E-08 per tank per år
 - full-containment: Fullt brudd: 1,0E-08 per tank per år

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.

OGP har også en modell for lekkasjer fra tankbil under transport, ref. /9/. Denne kan benyttes for å beregne lekkasjefrekvens for tankbiler under transport innad på anlegg per lastede tankbil per kilometer. Merk at disse frekvensene er basert på generell transport av farlig gods på vei og skiller ikke på kjøring på offentlig vei og kjøring inne på et anleggsområde. De oppgitte gjennomsnittlige frekvensene kan dermed være delvis basert på andre feilmoder enn det som kan forventes på et industriområde. Dersom det foreligger data eller andre forhold som tilsier at OGP-frekvensene kan gjøres mer forventingsrette kan det sees til kapittel 3.4.2.10 for veiledning.

3.4.2.4 PLOFAM-modellen

PLOFAM-modellen (Process Leaks for Offshore installations Frequency Assessment Model, ref. /10/ og ref. /11/) regnes pr. i dag for å være den mest omfattende, avanserte og best validerte modell for beregning av

lekkasjefrekvenser i offshore og onshore prosessanlegg som prosesserer olje og gass. PLOFAM anses som relevant å benytte også for petrokjemiske anlegg, raffinerier, større LNG-anlegg o.l. (se gyldighetsområde beskrevet i ref. /11/). Dette inkluderer hydrogenrike strømmer på slike anlegg, for eksempel ved produksjon av metanol eller ammoniakk fra metanreforming og reformeringsprosesser på raffineri.

Når det gjelder tanker, er imidlertid modellen 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 2020. Med HSE- og Havtil-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. Her det på sin plass å bemerke at modellen for utstyrsdimensjon er forriglet med egenskapene til utstyret som brukes på olje og gassanlegg. Koplingen til utstyrsdimensjon gjør derfor modellen mindre egnet for andre typer anlegg enn prosessanlegg for olje og gass. PLOFAM kan forventes å være mest nøyaktig for utstyr over 1".
- 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 alle innretningene på NCS samt alle de store landanleggene for olje og gass i Norge (inklusive hydrogenrike strømmer på disse anleggene) og deretter sammenlikne med observerte lekkasjefrekvenser på de tilsvarende innretningene.

Selv om PLOFAM-modellen er basert på UK og NCS data fra petroleumsindustrien, viser en gjennomgang (ref. /12/) at det ikke er noen grunn til å anta at dataene er annerledes på petrokjemiske 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 olje- og gassanlegg, men også den som er mest omfattende å bruke. Arbeidet med å telle lekkasjekilder vil være på samme nivå som med HSE-modellen. Det må imidlertid bemerkes at forenklede metoder for å telle komponenter kan benyttes, og vil gjøre arbeidet mindre tidkrevende. Enkle metoder hvor bare hovedkomponenter (pumper, kompressorer, trykktanker, filtre, varmevekslere etc.) telles og kombineres med generiske modeller for antall mindre komponenter (flenser, instrumenter og ventiler) knyttet til disse er i stor grad utført for de store landanleggene i Norge.

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.

For lastearmer til skip anbefales det å bruke PLOFAM land sin modell, ref. /13/. En veiledning om hvordan lastearmer skal modelleres er presentert nedenfor.

Vurderinger det er viktig å ta hensyn til:

- Det antas at 2 lastearmer er i bruk per overføring. Dersom 4 lastearmer er i bruk under lasting anbefales det å bruke en sikkerhetsfaktor på 1,3 i tillegg til dobling av frekvensene.
- Svikt i fortøyning, fallende laster og passerende skip er ikke inkludert og bør vurderes separat. En sikkerhetsfaktor på 1,1 anbefales for både passerende skip og svikt i fortøyning dersom det ikke gjøres detaljerte analyser.
- Modellen gjelder ikke direkte for andre medier enn hydrokarboner. For andre medier anbefales det å bruke en sikkerhetsfaktor på 2, med unntak av hvis mediet har blitt overført i lastearmer over lenger tid.

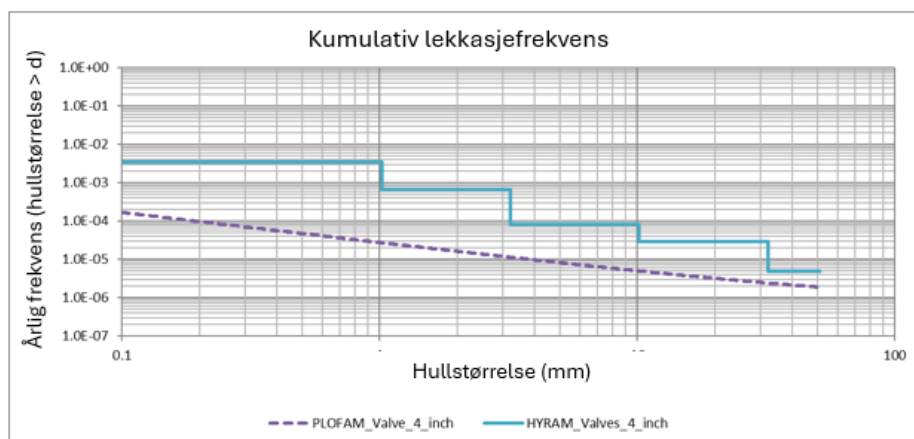
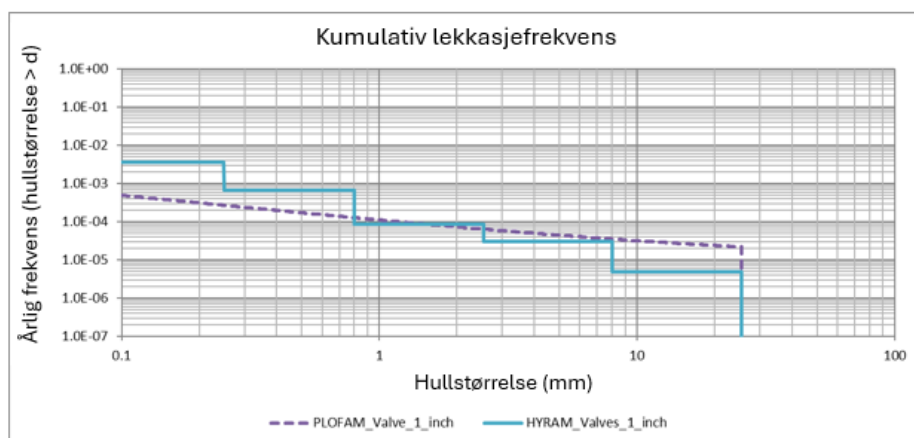
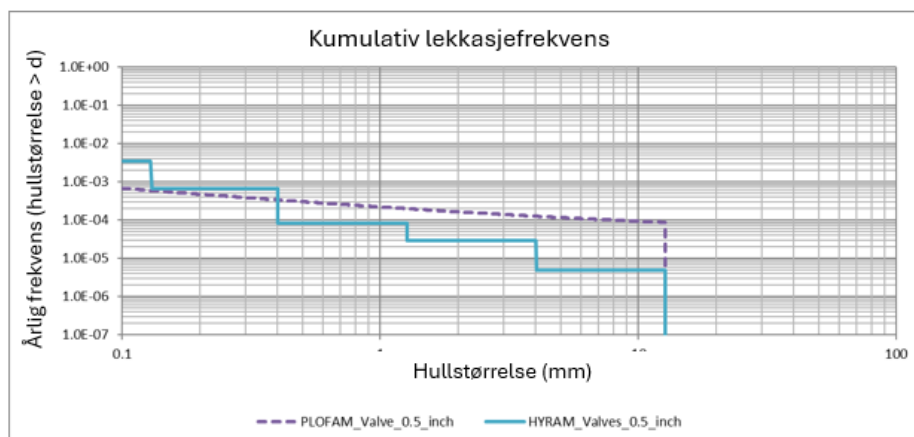
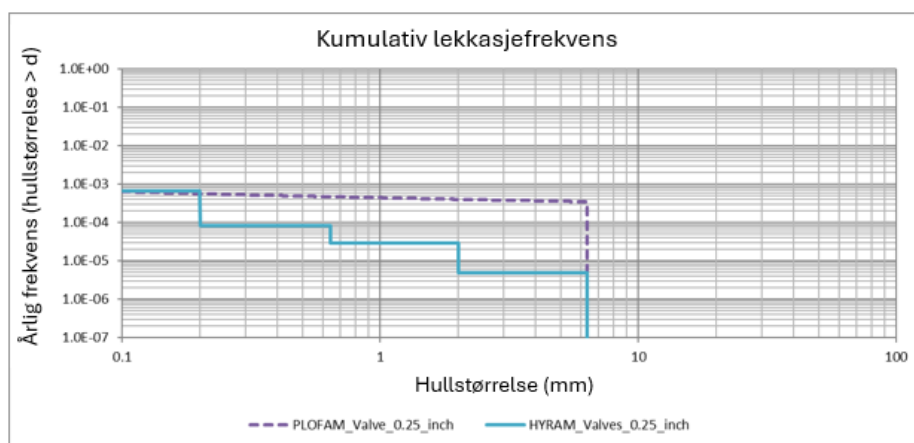
- Anbefalte lekkasjekategorier er:
 - fullt brudd (100 % av rørdiameter)
 - medium lekkasje (10 % av tverrsnitt av rørdiameter)
 - liten lekkasje (1 % av tverrsnitt av rørdiameter)

3.4.2.5 HyRAM-modellen

HyRAM (HyRAM+) er en etablert modell for hydrogenlekkasjer basert på arbeidet ved Sandia National Laboratories i USA, ref. /14/. Sandia har estimert disse frekvensene i forbindelse med IEA ekspertgruppearbeid i årene rundt 2005-2010, med deltakelse av blant annet HSE, TNO, INERIS, DNVGL, TELTEK og GEXCON. Underliggende data er av eldre dato og er hentet fra petroleumsindustrien og fra hydrogenanlegg.

HyRAM har vært benyttet av industrien i mange år, men den vurderes som usikker på grunn av utilstrekkelig validering mot transparente og gode representative historiske data. 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 baserer verdien for lekkasjefrekvenser på relativ hullstørrelse, uten at det korrigeres for størrelsen på utstyret. HyRAM vurderes som for konservativ for utstyrsdimensjoner tilhørende rørsystemer med diameter større enn 1 tomme. For filtre spesielt, og uavhengig av dimensjon, vurderes også HyRAM å være for konservativ. Frekvenser for filtre hentet fra HyRAM bør derfor nedjusteres med en faktor 10-25. Det bør gjøres en vurdering av filtertyper før nedjusteringsfaktor fastsettes.

Det er altså betydelig usikkerhet knyttet til bruk av HyRAM. Det er imidlertid ingen andre åpent tilgjengelige frekvensmodeller som utpeker seg som opplagt mer validert for hydrogenlekkasjer (bortsett fra, på sikt, resultater fra det pågående arbeidet i SAFEN med å utarbeide lekkasjefrekvensmodeller), og det vurderes som en fordel at HyRAM er enkel i bruk og dermed konsistent mellom de ulike brukerne. Inntil bedre validerte modeller blir gjort tilgjengelige anbefales det at HyRAM brukes for dimensjoner 1" og mindre, og at PLOFAM brukes for større dimensjoner enn dette. Grunnen til dette er at HyRAM er etablert på et datagrunnlag fra små utstyrsdiametere, mens PLOFAM er etablert fra større diametere. Dette er ikke en fullgod løsning, men tar hensyn til svakhetene til begge modellene med hensyn til forrigling mot utstyrsdimensjon samt at HyRAM sannsynligvis har et relativt godt datagrunnlag for smått utstyr for rene hydrogenanlegg.



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

3.4.2.6 SAFEN-modeller under utvikling

SAFEN (Safe Energy Carriers Joint Industry Project) er et pågående industriprosjekt som er etablert for å tette kunnskapshull i vår forståelse av drivende faresituasjoner med tilhørende sviktmekanismer og feilårsaker i fornybarsektoren. Målsetningen er å etablere en industristandard for modellering av lekkasjefrekvens samt brann- og eksplosjonsfrekvens i risikoanalyser for anlegg som håndterer hydrogen, ammoniakk, CO₂ og andre relevant gasser og væsker tilhørende energiskiftet. Den første fasen av prosjektet ble avsluttet i 2023 og leverte første versjoner av de utviklede modellene. Modellene ble presentert på FABIG teknisk møte i London i oktober 2023 (se www.fabig.com). Tennsannsynlighetsmodellen for hydrogen har senere blitt presentert på konferanse i Napoli (se avsnitt 3.6.4 og ref. /15/). Fase 2 i prosjektet ble startet på slutten av 2024 og ferdigstilling av modeller forventes midtveis i 2025.

3.4.2.7 Lekkasje fra fylleslanger for LNG og LPG

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. /16/. 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
- 25 mm 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. /17/. Lekkasje data fra denne databasen antyder at frekvensen for lekkasje fra LPG fylleslanger kan være tilsvarende som for LNG. 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.

3.4.2.8 Lekkasje fra nedgravde rørledninger

For lekkasjer fra nedgravde rørledninger anbefales det å bruke frekvenser og hullstørrelsesdistribusjoner fra DNV GL rapport «Recommended failure rates data for pipelines», ref. /18/. Frekvensene er basert på erfaringsdata fra landbaserte rørledninger i Europa, og gjelder for både gass- og væskeførende rørledninger basert på enten diameteren eller tykkelsen på røret. Lekkasjefrekvensene er basert på hendelser med hydrokarboner, men studier utført av blant annet DNV GL og SAFEN viser at lekkasjefrekvensen ikke avhenger av fluid. Lekkasjefrekvensene kan derfor benyttes også for CO₂.

3.4.2.9 Frekvens for BLEVE

Det finnes generiske frekvenser for BLEVE (for eksempel har HSE satt opp en generisk frekvens for BLEVE), men det vurderes som lite treffsikkert å benytte generiske frekvenser for hendelsestypen.

I stedet bør det gjøres vurderinger i hvert tilfelle for hvor sannsynlig det er 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 trykktanker, og modellene til HSE (kapittel 3.4.2.2) anbefales for dette.

3.4.2.10 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 3.4.2.9) dersom det foreligger godt dokumenterbare historiske data.

Det kan altså aksepteres at modellene som benyttes avviker fra de anbefalte modellene dersom det sannsynliggjøres at dette vil gjøre risikokonturene mer forventningsrette.

3.4.3 Andre lekkasjeårsaker

Utsiktete utslipp av brennbare eller giftige stoffer som kan representere en risiko for tredjepart 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 scenarioer 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 - 3.4.2.10 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 scenarioer.

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 – Anbefalt 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 pumper, slanger, rør- må telles) i tillegg til større enheter. Tar hensyn til trykk i prosessen/anlegget.	HSE
	Store anlegg (raffinerier, petrokjemiske anlegg, store LNG anlegg etc.). Dette inkluderer alle typer prosessfluider på slike anlegg – dvs. inklusive hydrogenrike strømmen. Informasjon om enkeltkilder, må telles. Gir frekvenser avhengig av utstyrsdimensjon og hullstørrelser (kontinuerlige fordelinger)	PLOFAM
Tanker	Petroleumstanker (inkludert LNG og LPG)	OGP
Tanker	Alle andre typer tanker enn petroleumstanker, med unntak av tanker med ytterskall i betong	HSE
Tanker	Tanker med ytterskall i betong	OGP
Flasker	Propanflasker og lignende	OGP
Tankbil	Lekkasjer fra tankbil under transport	OGP
Slanger	Slanger i prosess	PLOFAM
	Lasting/lossing med slanger til transporttanker	HSE
	LNG-slanger	Gasnor (Shell)
	LPG-slanger	Se kapittel 3.4.2.7
Hydrogen	Alle hydrogenlekkasjer	HyRAM (må justere frekvens for filtre, se kapittel 3.4.2.5) for dimensjon $\leq 1''$. PLOFAM for dimensjon $> 1''$
BLEVE	Alle typer BLEVE	Beregnes med hendelsestre (se kapittel 3.4.2.9)

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 ≤ 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 kokepunktet ved 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 damptrykkskurven 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/ulykkesdatabaser om det finnes erfaringer om hvordan en slik lekkasje arter seg. Det må så vurderes 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. Sikkerhetsdatabladet 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. Dette er den dominerende mekanismen for væske med temperatur under kokepunktstemperaturen i omgivelsene. Oppbrytning og dråpestørrelser er bestemt av

hulldiameter, 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 opprivning i dråper og dannelse av gasskyer, ref. /19/.

- Opprivning 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 gassinnhold 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 etter hvert redusere avkokingen og dermed påvirke både spredningen av væskedammen (med mindre den er begrenset av diker eller liknende) og avdampingsraten som kildestyrke for spredningen i fjernfeltet. Det vises til ref. /20/ og /21/ 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 forenklede fysiske modeller som er avstemt slik at de i best mulig grad gjensker 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 forenklede modeller for å gjøre simuleringene raskere. For eksempel benyttes ofte turbulensmodeller og subgrid geometrimodeller (porositetsmodeller) 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 det enkelte simuleringsverktøy og søke å alltid benytte den typen som er mest hensiktsmessig for det analyserte anlegget.

Empiriske verktøy og CFD-verktøy produserer svært like resultater for brennbarhet/giftighet i områder hvor fjernfeltet har ingen eller små obstruksjoner som kan påvirke gasspredningen (se ref. /22/). I anlegg hvor dette kan sies å være tilfelle, vil det være mulig å få gode estimater for gasspredning med begge typer modelleringsverktøy.

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

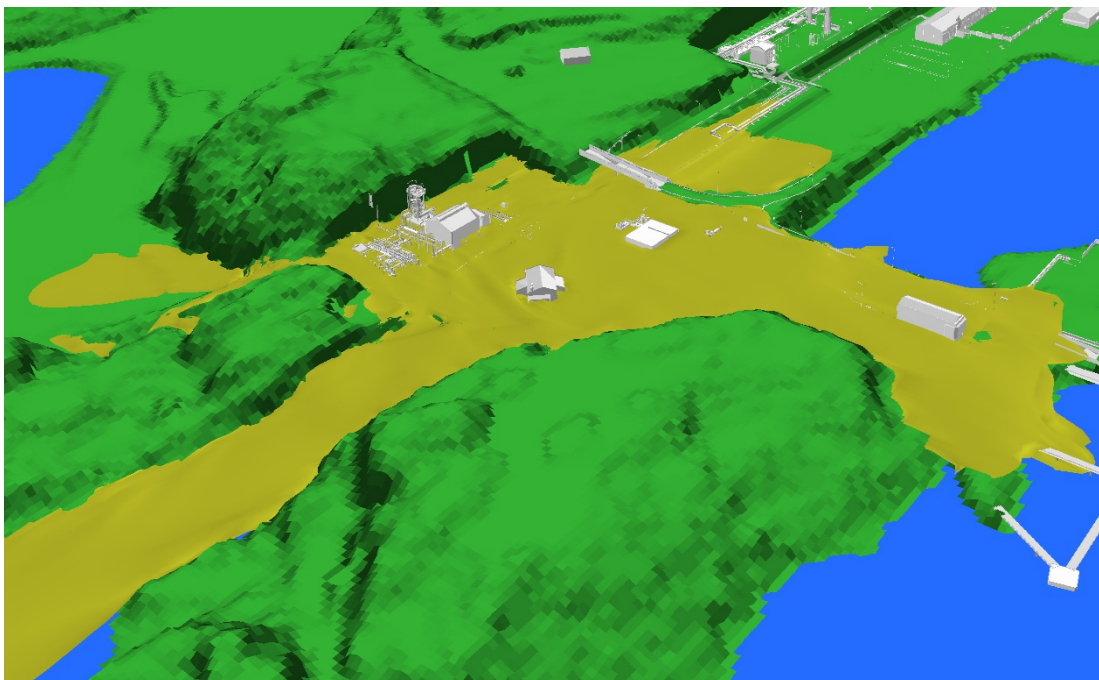
- **Terreng:** Anlegg som ligger i terreng som i betydelig grad vil påvirke spredning av gass til fjernfeltet. Dette gjelder særlig dersom anlegget kan produsere utslipp av tung gass som kan bli fanget og ledet av terrenget, se Figur 3-4. For slike scenarier kan empiriske verktøy være ikke-konservative i retningene gassen forplanter seg. I retninger gassen ikke forplanter seg, for eksempel som følge av fjellskrenter eller bratt terreng, vil derimot bruk av empiriske verktøy kunne gi for store risikokonturer.
- **Store bygninger:** Anlegg som ligger i nærheten av bygninger eller andre obstruksjoner som vesentlig påvirker spredningsbildet. I slike tilfeller kan empiriske verktøy gi feil resultater for eksempel som følge av endringer i lokale vindforhold, resirkulering, blokkeringer og retningsendringer.
- **Komplekse eller store diffusive utslipp:** Utslipp som kommer fra oppsamlingsbasseng med komplekse eller store arealer. I slike tilfeller vil en tilnærming med punktutslipp kunne gi betydelig usikkerhet i resultatene dersom empiriske verktøy benyttes.
- **Utslipp i utstyrstette områder:** Utslipp der bevegelsesenergien 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 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.

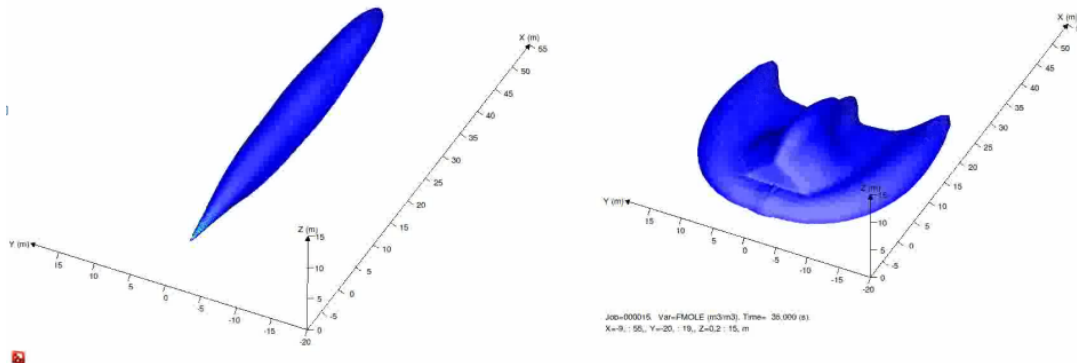
For beregning av giftige konsentrasjoner over lange avstander i fjernfeltet kan det være enkelte utfordringer ved bruk av CFD. På grunn av regnetid kan det være utfordrende både å modellere nærfeltet med god presisjon, og samtidig representere fjernfeltet på en bra måte. Ved modellering av slike scenarier 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 disse situasjonene, selv om heller ikke empiriske verktøy 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 altså usikkerhet knyttet til resultatene både for CFD og for empiriske verktøy, og denne usikkerheten må 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).

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 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 typen væsker kan tenne ved lavere temperaturer enn 60 °C. Se kapittel 3.5.1.2 for diskusjon av spraylekkasjer.

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

1. sannsynligheten for at skyen som lekkasjen genererer eksponerer tennkilder
2. sannsynligheten for antennelse, gitt eksponering av tennkilder (tennintensiteten)

I realiteten vil lekkasjeraten avta med tid, og i kombinasjon med vind eller ventilasjonsforhold vil skystørrelsen og dermed eksponeringssannsynligheten også variere i tid, dvs. være transient.

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, valg av modell er altså viktigere for eksplosjonsrisikoen enn for brannfrekvensen.

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

- **Tennkilder inne i anlegget:** Dette er hovedfokus for alle tennsannsynlighetsmodeller. Det finnes historisk dataunderlag, men med ulik grad av detaljering (som betyr at man vet mer om total tennsannsynlighet enn fordelingen av bidrag fra ulike tennmekanismer). Tennsannsynligheten for spesielle tennkilder som f.eks. fyrte enheter, er såpass avhengig av detaljutformingen at de bør vurderes i hvert tilfelle. Ved selvantennelse settes tennsannsynligheten til 1,0.
- **Tennkilder utenfor anlegget:** For vurdering av tenning utenfor anlegget skal det gjøres ulike vurderinger for ulik 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 tennkildekontroll 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 < 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 tennkildekontroll og hvor ingen gasskyer kan eksponere areal utenfor 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 tennmodellene som diskuteres 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 fire ulike tennmodeller som benyttes:

- RIVM
- OGP
- MISOF med tillegg for landanlegg og hydrogen
- HyRAM (for hydrogen)

Modellene håndterer eksponeringssannsynlighet og tennintensitet på ulike måter, og stiller ulike krav til input. Når flere modeller er aktuelle, velges modellen som passer best mht. risikoanalysens detaljeringsgrad.

Det finnes også andre meget enkle modeller hvor tennsannsynligheten er bestemt av arealet av et område med tennkilder 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 tennsannsynligheten.

3.6.2 RIVM-tennmodell

RIVM-modellen (ref. / 3/) beskriver eksponeringssannsynligheten og tennintensiteten på en enkel måte:

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

Tennintensiteten inne i et anlegg er kun gitt for kjeler og ovner og er derfor lite anvendelig for de fleste anlegg. Modellen gir også tennintensiteter for tredjeparts tennkilder:

- 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 3.6.6.

3.6.3 OGP-tennmodell

OGP-modellen (ref. /23/) refererer til UKOOA modellen (ref. /24/) 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. Tennsannsynligheten gis som kurver eller korrelasjoner som funksjon av lekkasjerate for:

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

Korrelasjonene gir totale tennsannsynligheter, dvs. summen av umiddelbar og sen tenning. Den umiddelbare tennsannsynligheten 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 eksponeringssannsynlighet, 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, dieselmaskiner 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 OGPs «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 retningslinjene.

3.6.4 MISOF-tennmodell med tillegg for hydrogen

MISOF (Modelling of Ignition Sources on Offshore Oil and Gas Facilities), ref. /25/, er utviklet for olje- og gassinstallasjoner offshore. Gjennom et etterfølgende industriprosjekt (ref. /26/) er modellen kvalifisert for å også kunne brukes for olje- og gassanlegg på land. I det pågående industriprosjektet SAFEN (ref. /15/) er modellen videreutviklet for hydrogenanlegg. Den skiller seg fra de andre modellene ved at den:

- er den mest omfattende modellen
- er den eneste modellen som tar hensyn til det transiente forløpet av en gassky
- er basert på et omfattende statistisk underlag fra innretninger på norsk og britisk sokkel samt norske landanlegg for petroleumsindustrien og tilgjengelig data for hydrogenlekkasjer
- er samkjørt med PLOFAM slik at kombinasjonen av PLOFAM og MISOF reproducerer den historiske frekvensen for antente prosesslekkasjer i klassifiserte områder på offshore innretninger samt norske landanlegg innen petroleumsindustrien
- kan ta hensyn til spesifikke tennkilder som antall roterende utstyr, luftinntak til gassturbiner og dieselmotorer, varmt arbeid, kjøretøy, transformatorer, høyspentledninger, og ulik grad av Ex-beskyttelse
- diskuterer og representerer tilgjengelig kunnskap om tennmekanismene knyttet til utslipp av hydrogen
- kan ta hensyn til gassdeteksjon med påfølgende effekt av nødavstengning og utkobling av tennkilder
- gir mulighet for å vurdere usikkerhet knyttet til modellering av brann- og eksplosjonsfrekvens

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.

Detaljeringsnivået i MISOF forutsetter en detaljert 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 for å undersøke effekten av ulike tiltak for å redusere tennsannsynligheten i et anlegg. Det tidsavhengige skyforløpet kan modelleres ved bruk av ulike metoder og er ikke nødvendigvis omfattende. For små, enkle anlegg kan enkle betraktninger gi gode estimat. Videre må det påpekes at bidrag fra utstyr ikke designet for bruk i eksplosjonsfarlige områder ofte blir sentrale for landanlegg. Det forventes at analysen kartlegger og diskuterer disse.

Det må understrekes at usikkerheten knyttet til videreutviklet MISOF-modell for hydrogen i SAFEN-prosjektet er mer fremtredende enn for olje- og gassanlegg, idet historiske data for validering av nivået ikke er tilgjengelig. Modellen er imidlertid ansett for å være den best egnede for hydrogen per i dag.

Hydrogenmodellen inkluderer også en vurdering av økning i parameterverdier for eksponering av bestanddeler av kjøretøy. Dette gjelder:

- Parameterverdi for luftinntak til alle typer forbrenningsmotorer inklusive gassturbiner økes fra 50 % for hydrokarboner til 90 % for hydrogen.
- Parameterverdi for eksponering av elektromotor med børster økes fra 90% for hydrokarboner til 100 % for hydrogen.
- Parameterverdi for eksponering av elektromotor med børster økes fra 90% for hydrokarboner til 100 % for hydrogen.
- Generisk parameterverdi for antennelse ved omhylling av bil med brennbar atmosfære utover overnevnte bidrag økes fra 10 % for hydrokarboner til 30 % for hydrogen.

3.6.5 Forenklet tennmodell for hydrogen

Som et alternativ til MISOF-modellen kan en forenklet tennmodell for hydrogen benyttes.

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

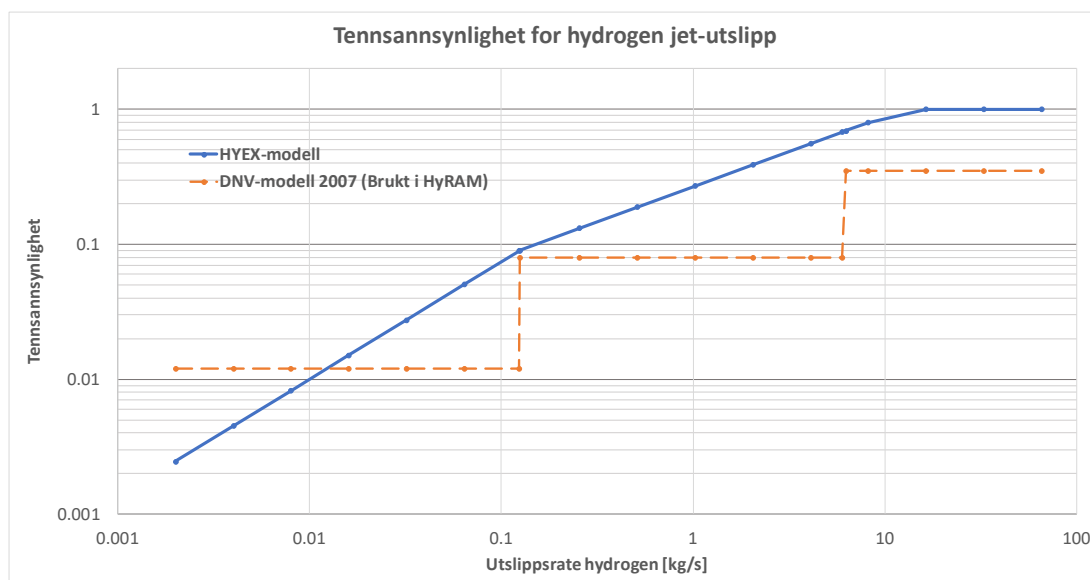
Sandia National Laboratories har publisert en modell for antenning av hydrogen der umiddelbar tenning utgjør 2/3 av total tennsannsynlighet og forsinket tenning resterende 1/3 (HyRAM-modellen, ref. /27/). Umiddelbar tenning fører til brann, mens forsinket tenning fører til eksplosjon (med en påfølgende brann). HyRAM oppgir tennsannsynligheten i stegfunksjoner og har ingen raffinering av lekkasjer over 6,25 kg/s (alle lekkasjer over 6,25 kg/s har samme totale tennsannsynlighet på 35 %).

Litteraturen viser imidlertid at tennsannsynligheten for hydrogen kan være betydelig høyere enn det HyRAM-modellen oppgir dersom lekkasjen har høyt baktrykk (over 100 barg) og dertil høy lekkasjerate, se for eksempel ref. /28/. I ref. /29/ presenteres en ny tennmodell som er basert på en modell fra DNV for små lekkasjerater. DNV-modellen er forbedret ved at den er gjort kontinuerlig som funksjon av lekkasjerate samt at den nye modellen (HYEX) tar høyde for at store lekkasjer kan ha betydelig høyere tennsannsynlighet enn det HyRAM-modellen foreslår. Samme modell er senere presentert i /**Error! Bookmark not defined.**/, som i motsetning til /29/ også er allment tilgjengelig. Den nye HYEX-modellen i ref. /**Error! Bookmark not defined.**/ og /29/ er illustrert i Figur 3-6, og er uttrykt matematisk med

$$Tennsannsynlighet = \text{Minimum}(1, 0,55 \times \text{Lekkasjerate}^{0,87}; 0,267 \times \text{Lekkasjerate}^{0,52})$$

Merk at ved bruk av denne modellen vil alle lekkasjer over 12,5 kg/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. /**Error! Bookmark not defined.**/ og /29/ er beskrevet som en midlertidig modell, men i samtaler med modellens forfatter Olav Roald Hansen (HYEX) bekreftes det at det foreløpig ikke foreligger informasjon fra nyere studier som antyder at modellen bør justeres.

HYEX (den justerte HyRAM-modellen fra ref. /**Error! Bookmark not defined.**/ og /29/) anbefales derfor som tennmodell for hydrogenlekkasjer.



Figur 3-6 – Anbefalt total tennsannsynlighet for hydrogenlekkasjer, ref. /Error! Bookmark not defined./ og /29/

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

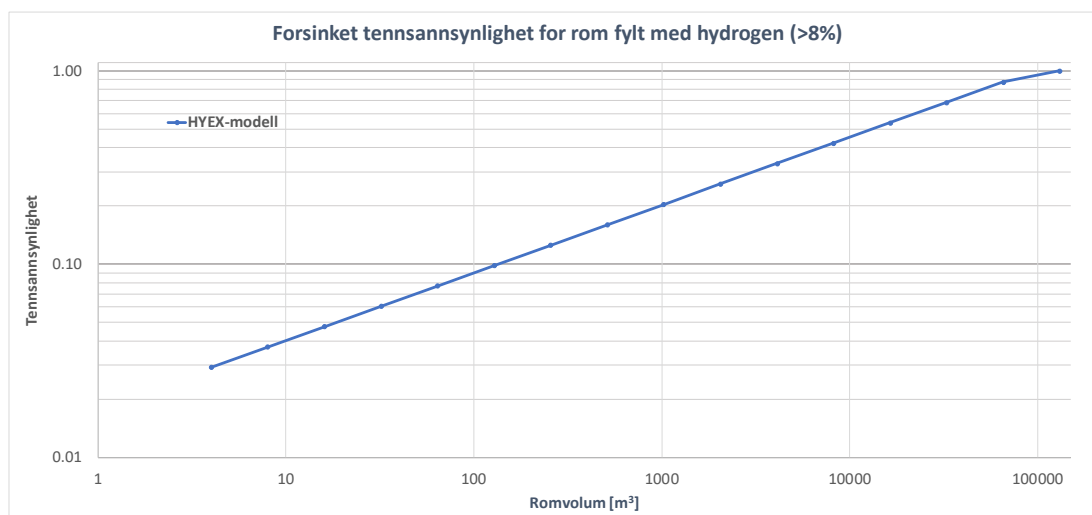
Ved tankbrudd er det imidlertid usikkerhet rundt hvorvidt forsinket tenning vil forekomme eller om nær 100 % tidlig tenning kan forventes, og dermed hvor mye av energien som skal benyttes til eksplosjonsberegninger. Her anbefaler HYEX å beholde 1/3 forsinket tennsannsynlighet og eksplosjon tilsvarende 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 tennsannsynligheten 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 30 m fra utslipp av 0,8 kg/s LH₂ (ref. /30/). 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, men 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 tennsannsynlighet på følgende måte:

$$Tennsannsynlighet_{forsinket_innelukket} = Minimum(1,0 - P(tidlig); 0,018 \times Romvolum^{0,35})$$

I denne ligningen representerer $P(tidlig)$ 2/3 av total tennsannsynlighet 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

Risikovurderinger og -konturer utarbeidet etter dette dokumentet må reflektere anleggets utforming og tilhørende sikkerhetssystemer, jf. prinsippet om at risikovurderingen skal være forventningsrett.

Risikokonturer som skal benyttes som underlag for hensynssoner, kan dessuten ikke avhenge av antakelser om anleggets omgivelser, herunder tilstedeværelsen av tennkilder. Det betyr at det må antas at en brennbar sky som eksponerer areal utenfor området virksomheten kontrollerer, vil antenne. Det kan argumenteres for at dette ikke er i tråd med prinsippet om forventningsrette risikokonturer, men det ville ikke være formålstjenlig å basere arealplanleggingen rundt anlegget på forhold virksomheten ikke har kontroll over og som forventes å kunne endre seg over tid.

Bidrag til risikokonturene fra en hendelse med antenning av en sky med brannfarlig gass eller damp, avhenger av hvor stor utbredelse skyen har når den tenner. Dersom vi alltid lar skyen antenne så fort den når anleggets gjerde, vil risikokonturene bli mindre enn om vi tenner skyen etter at den har nådd sin største utbredelse. I det første tilfellet vil risikokonturene bli for små, mens de i det siste tilfellet blir for store (konservative). Ingen av nevnte metoder er altså forventningsrette. For å kunne produsere forventningsrette beregninger, er det behov for kunnskap om tennsannsynlighet som funksjon av avstand fra anlegget.

For å kunne si noe om fordelingen av dødelighet i en dynamisk sky som endrer både størrelse og posisjon, er det nødvendig med informasjon om hvor lang tid det tar før tilførselen av brannfarlig damp/gass til skyen opphører. Dette bestemmes av hvor lang tid det tar å isolere segmentet med lekkasje (nedstengningstid) og hvor lang tid det deretter tar før alt stoff inngår i skyen. Ved kort nedstengningstid, vil varigheten av at gasskyen står ved største utbredelse (stasjonær tilstand) være kort. Tilsvarende vil skyen stå lenge ved største utbredelse når nedstengningstiden er lang.

For å bestemme dødeligheten i området rundt lekkasjen, anbefales det å benytte en matematisk modell som baseres på følgende:

- Dødeligheten i lekkasjepunktet er 1.
- Beregning av dødeligheten i et punkt x utenfor lekkasjepunktet baseres på sannsynligheten for at punkt x er inne i skyen når den antenner.
- Det antas at skyens areal er proporsjonalt med kvadratet av avstand til lekkasjepunktet, og at den radielle spredningshastigheten er konstant.

- Under ellers like forhold, vil dødeligheten i området som eksponeres av den brennbare skyen utenfor lekkasjepunktet være lavere for anlegg med kort nedstengningstid enn for anlegg med lang nedstengningstid.
- Når nedstengningstiden blir svært lang, går dødeligheten mot 1 i hele området som eksponeres av skyen.

Basert på det ovenstående, kan man sette opp følgende uttrykk for dødelighet som funksjon av avstand fra utslippspunktet:

$$Dødelighet(x) = 1,0 - \frac{1}{(1 + RV) \sum_1^N A_i} \sum_1^{n(x)} A_i$$

der

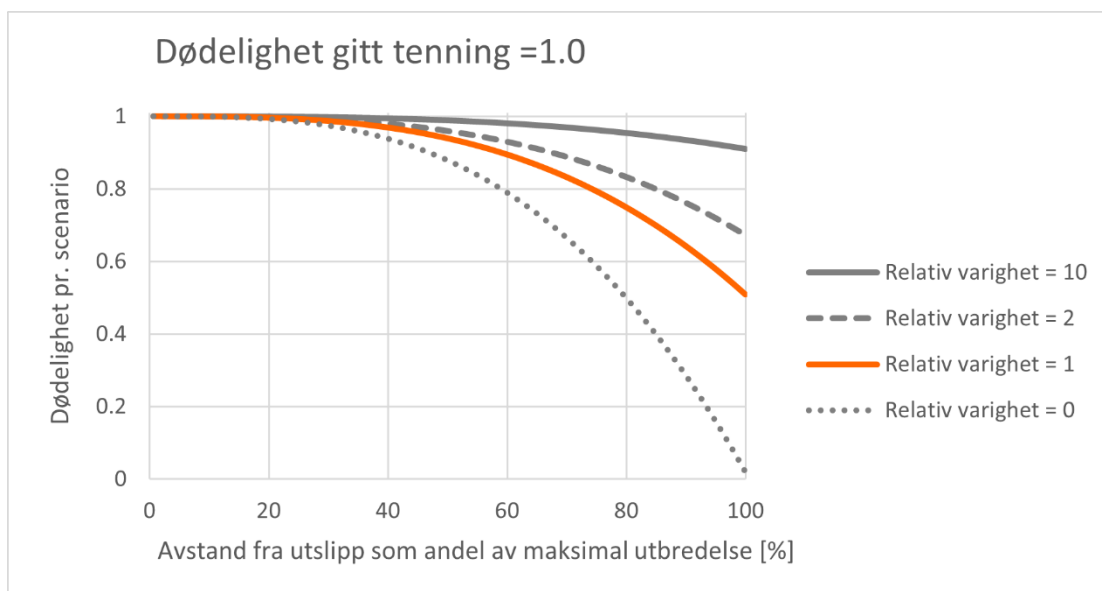
x	= avstand fra lekkasjepunktet
$n(x)$	= antall diskrete arealer innenfor punkt x
N	= antall diskrete arealer som man deler skyen opp i
A_i	= areal av brennbar sky nr. i
RV	= relativ varighet av lekkasjen: (scenarioets varighet ved største utbredelse) / (tid fra lekkasjestart til lekkasjen når største utbredelse)

Fordelingen av dødelighet er illustrert i Figur 3-8, hvor avstanden fra lekkasjepunktet til maksimal utbredelse er delt inn i $N = 100$ segmenter. Som det fremgår av figuren, er dødeligheten 1 nærmest lekkasjepunktet, mens områdene lengst borte fra utslippet har en lavere dødelighet. Figuren viser også at jo høyere den relative varigheten er, dvs. jo lenger nedstengingstiden er, jo høyere blir dødeligheten ved største utbredelse. Når den relative varigheten blir høy, går dødeligheten mot 1 i hele området som eksponeres av skyen.

Dersom man ikke kjenner varigheten av lekkasjen, 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 i hele området.

Dersom anleggets sikkerhetssystemer sørger for at lekkasjen stoppes umiddelbart etter at maksimal utbredelse er oppnådd, må det antas at skyen vil stå ved største utbredelse omtrent like lenge som tiden det tok å nå største utbredelse, dvs. at relativ varighet = 1. Gassen vil da tynnes ut fra utslippspunktet og utover mot største utbredelse.

Merk at modellen betinger at hoveddelen av tennekildene i fjernfeltet kan antas å være diskrete (de kommer plutselig og tilfeldig). Dersom man antok at alle tennekilder 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 bruk av dødelighetsfordelingen 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
- 91 % ved relativ varighet = 10

Den innerste 1 % av skyen (ved lekkasjepunktet) vil for alle de ovenstående verdier av relativ varighet få dødelighet 1,0.

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 ligningen 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).

For noen brennbare stoffer med høyt flammepunkt (diesel og lignende stoffer) vil en lekkasje med lavt trykk produsere en svært liten eller ingen brennbar sky gjennom avdamping eller spraylekkasje. I slike tilfeller vil det være mulig å ha en pøl som strekker seg utenfor anleggsgrensen uten høy nok gasskonsentrasjon for å skape en brennbar atmosfære. Dersom en væskelekkasje går utenfor anleggsgrensen, men ikke kan forventes å danne en brennbar sky utenfor anleggsgrensen trenger ikke tenning utenfor anleggsgrensen å være lik 1.

Tennsannsynligheten kan da settes lik tennsannsynligheten fra en tennmodell (OGP, MISOF, RIVM, SAFEN) for gitt lekkasjerate.

For noen stoffer som både er giftige og brennbare, for eksempel ammoniakk, vil giftigheten nå lengre enn brennbarheten, og scenarioet vil være farligst dersom det ikke antenner. Slike scenarioer vil også kunne spre seg utenfor anleggsgrensene hvor retningslinjene krever at man skal sette tenning lik 1,0, hvilket vil medføre en underrepresentasjon av faren tilknyttet scenarioet. For slike hendelser anbefales det å regne stoffet som giftig og sette tenning lik 0 utenfor anleggsgrensen. Innenfor anleggsgrensen anbefales det å fortsatt bruke egnet tennmodell (SAFEN for ammoniakk) og regne stoffet som både brennbart og giftig.

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.	MISOF for detaljerte analyser, HYEX for forenklete analyser, 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 tredjepart, 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.

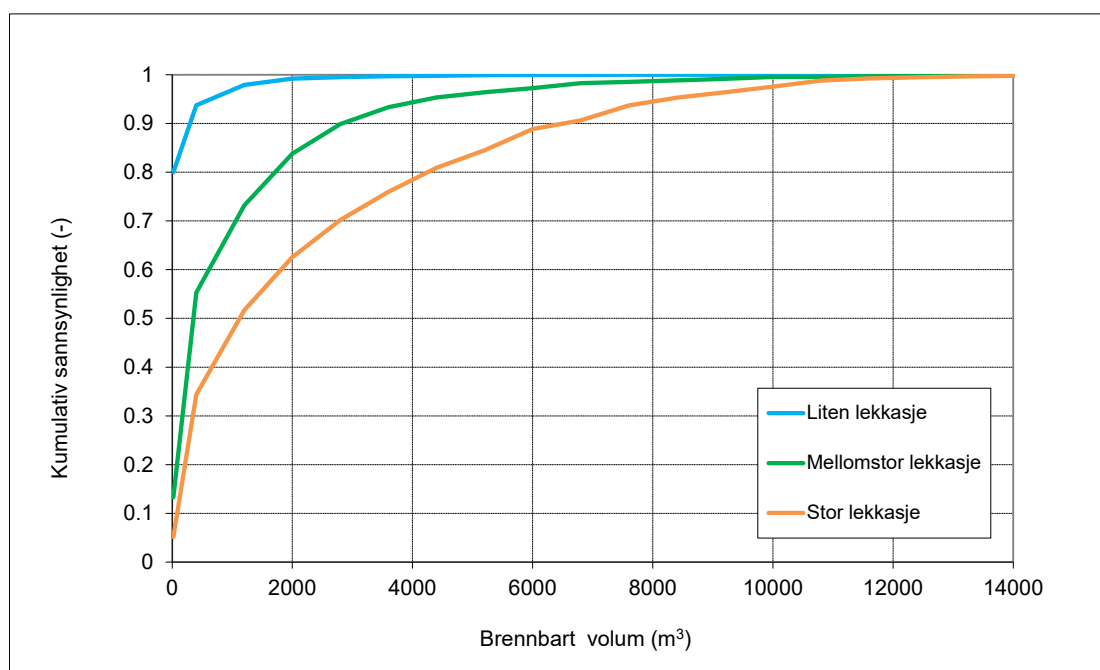
På anlegg hvor brudd på utstyr på grunn av eksplosjon kan medføre en vesentlig eskalering av ulykken ved for eksempel frigjøring av giftige stoffer eller store mengder hydrokarboner, må eksplosjonsanalysen inne i anlegget være tilstrekkelig til å vurdere i hvilken grad det kan bli brudd på utstyr. Nødvendig 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 3-9 viser et eksempel på hvordan dette kan presenteres.

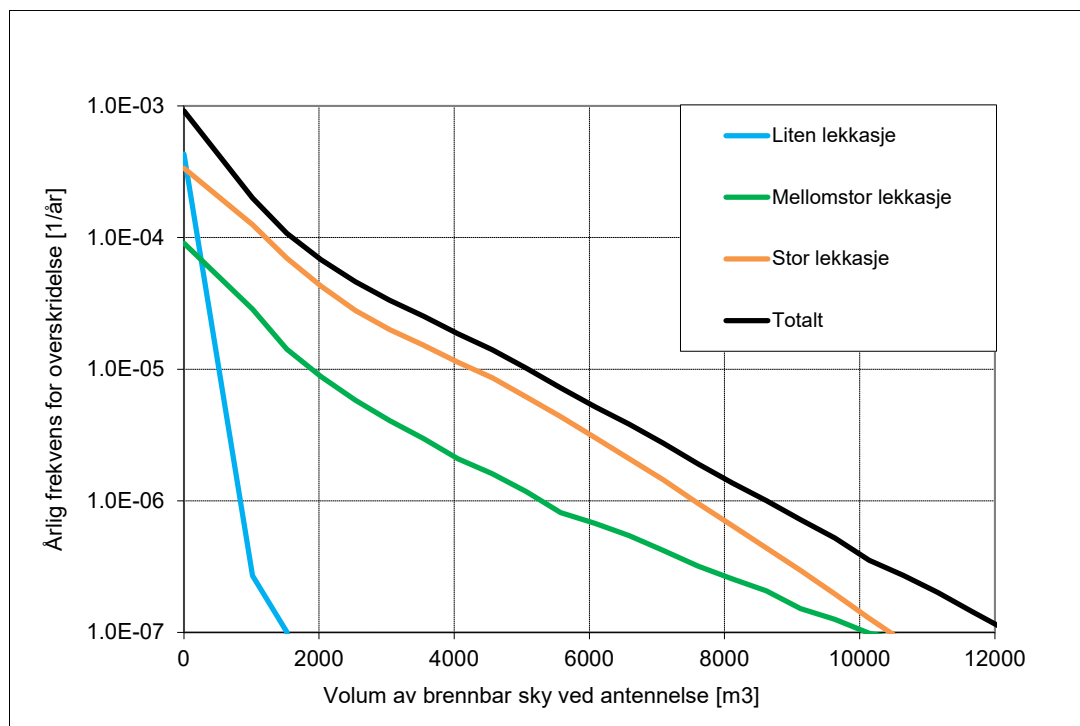
I den grad svært sterke eksplosjoner (detonasjoner) kan inntreffe inne i et anlegg er det ikke bare gassky inne i prosessanlegget som er av interesse, men også størrelsen og posisjon på brennbar sky utenfor det mest obstruerte området, da denne del av skyen for detonasjoner også vil bidra til trykkbølgeenergien. 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 skystørrelsen begrenses av størrelsen på bygg eller utstyr. For slike scenarier vil mengden som skal til for å oppnå farlige gasskyer/støvskyer (skyer som kan gi betydelig lokal skade) være mye mindre enn for utendørs utslipp. På den annen side vil bygget/utstyret begrense trykkbølgens energi 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 m³ eller mindre (og 90 % sannsynlighet for skystørrelse 6.500 m³ eller mindre)

Ved å kombinere informasjon om brennbare skystørrelser med tennkilder (se kapittel 3.6) etableres informasjon om 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 m³ 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 tennmodeller (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. /33/. Dette gir trykk uavhengig av skyens størrelse og form og benyttes i den såkalte multienergimetoden for trykkforplantering 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. /31/), denne forutsetter bruk av CFD-simuleringer for både gasspredning 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-scenarier tilsvarende 50 % av det høyeste trykket målt i et kontrollvolum for det scenarieret.

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 beregningene resultere i 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. /40/, /33/ og /32/).

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 fjernfeltstrykkene.

En avgjørende parameter i multienergimetoden er effektivitetsfaktoren ("efficiency factor" i ref. /33/). 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. /33/ basert på ref. /34/. 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 eksplosjonslaster 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 tredjepart faller i dette området, er det derfor viktig at kildetrykket beregnes med tilstrekkelig nøyaktighet.

Se kapittel 4.2.4 for tålegrenser for eksplosjonslaster.

3.8 Analyse av branner

Når det gjelder simulering av jet- og pølbrann, vil valg av scenarioer i stor grad definere utstrekningen av risikokonturene. Når scenarioene er definert (type, rate, lokasjon, retning, etc.), 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 Buncefieldhendelsen, ref. /35/), 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 høy 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 skilles vanligvis ikke mellom varmelast fra gassbranner og spraybranner.

Typiske varmelaster for ulike branner er gitt i NORSOK (ref. /36/) og FABIG (ref. /37/). 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. /38/.

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. /39/) har oppgitt typiske verdier for produksjon av CO ved hydrokarbonbranner (< 0,5 volumprosent for væskebranner), og basert på disse verdiene kan man konkludere med 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 tredjepart rett utenfor anlegget.

3.9 BLEVE og andre hendelser

3.9.1 BLEVE

BLEVE (Boiling Liquid Expanding Vapour Explosion) opptrer normalt når en trykktank med væske lagret betydelig over kokepunktstemperaturen ved atmosfæretrykk går til brudd. Dette kan resultere i ulike scenarier og vil kunne generere betydelige varmelaster, flygende fragmenter og trykkbølger til omgivelsene.

Brudd kan enten skje som følge av svekkelse av tanken på grunn av branneksposering eller som følge av svikt av andre grunner, uten ytre brannpåvirkning, som for eksempel godstogavsporing og kollisjon. En BLEVE karakteriseres ofte som fysisk hvis eksplosjonen ikke involverer kjemiske reaksjoner (kun 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. /40/ Chapter 6.5.7, ref. /41/ og /42/. Formlene i ref. /40/ gjelder for LPG, for fluider med annen molvekt kan tilsvarende formler i ref. /43/ benyttes.

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

- I en tank med trykksatt gass vil ekspansjon av gassen ved brudd sette opp en trykkbølge i omgivelsene. Denne første trykkbølgen regnes normalt ikke med som en del av BLEVE-fenomenet. Den kan imidlertid

være største bidragsyter til trykkbølger dersom gassfasen har betydelig volum og høyt trykk, og det i tillegg er kort avstand til tredjepart eller det er betydelig grad av innelukkethet omkring tanken.

- Dersom væsketemperaturen ved brudd overstiger kokepunktet ved omgivelsestrykket, men ikke er å regne som overhetet, dvs.:

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

vil ikke avkokingen av væske ved brudd være kraftig nok til å sette opp en sterk trykkbølge (en såkalt "kald" BLEVE). Dersom væsken er brennbar kan en brannball dannes, men denne vil i så fall ikke brenne like intenst eller stige like høyt som for "varm" BLEVE eller sette opp noen trykkbølge.

- Dersom væsken ved bruddtidspunktet er overhetet, dvs $T_{\text{væske ved brudd}} > T_{\text{overhetet}}$, 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 gjelder for, se f.eks. ref. /40/. Når trykk fra BLEVE beregnes, må man ta hensyn til både trykk, temperatur og volum av væsken i tanken og størrelse av en 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 overhetet 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 tredjeperson, for data se f.eks. ref. /42/.

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 overhetet (ref. /44/). 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. /45/, 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. Varmelekkasjer 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. /46/.

Frekvensen på roll-over er vanskelig å definere, men litteraturen viser til 20-30 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 i 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. /47/. 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 tredjepart. 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 brennbart 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 3.4.2.9.

3.10 Etablere risikokonturer

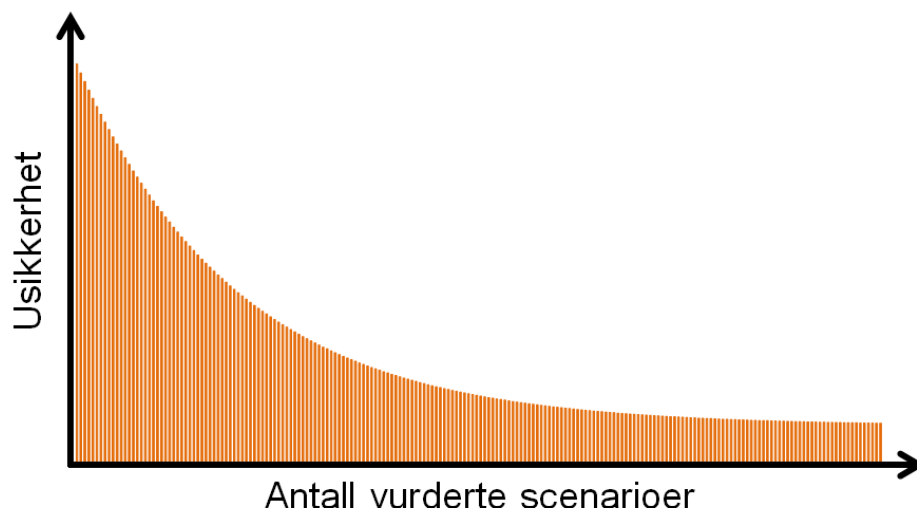
For at risikokonturene skal bli representative for et gitt anlegg, må et tilstrekkelig antall scenarioer være vurdert.

Ved å bruke symmetribetraktninger og forenklede fysiske modifiseringer kan man redusere antall scenarioer man faktisk trenger å simulere. Det er således mulig 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 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 scenarioer, fordi den da ikke spenner ut et tilstrekkelig utfallsrom. Merk at selv om man simulerer så mange scenarioer 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 scenarioer - illustrasjon

Antallet scenarioer 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 enkeltscenarioene), kan man benytte de simulerte scenariene 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, kun representere en glatting av resultatfeltet.

I vedlegg B belyses følgende faktorer som påvirker risikokonturene:

- effekt av antall simuleringer
- interpolasjon av simulerte scenarioer
- 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 forventningsrette 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 scenarioer til at risikokonturene kan vurderes som forventningsrette, se kapittel 3.10. Dersom det er vurdert så få scenarioer 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. **Error! Bookmark not defined.**). 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 ivare tatt, sensitiviteter velges derfor blant de parametere og antagelser som ikke har vært gjenstand for variasjoner i analysen.

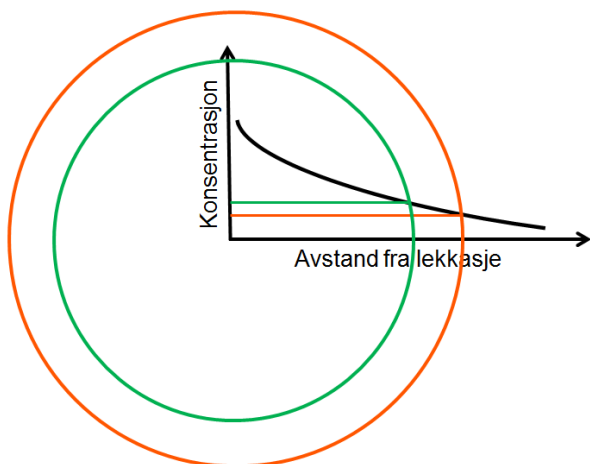
I tillegg til frekvens, fysisk modellering og utfallsrom skal spesielle vurderinger som kan forventes å gi usikkerhet i risikokonturene diskuteres. Et eksempel på dette er tenmodell, se kapittel 3.6. Dersom denne bidrar betydelig til risikokonturene, bør usikkerheten rundt denne også diskuteres i risikoanalysen. 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 risikoreduserende 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). Før man kan etablere en realistisk risikokurve for dødelighet må man imidlertid ha en modell som angir hvilken eksponering som skal regnes som dødelig. Valg av tålegrenser for dødelighet vil påvirke risikokonturens utstrekning. Nedenfor 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.

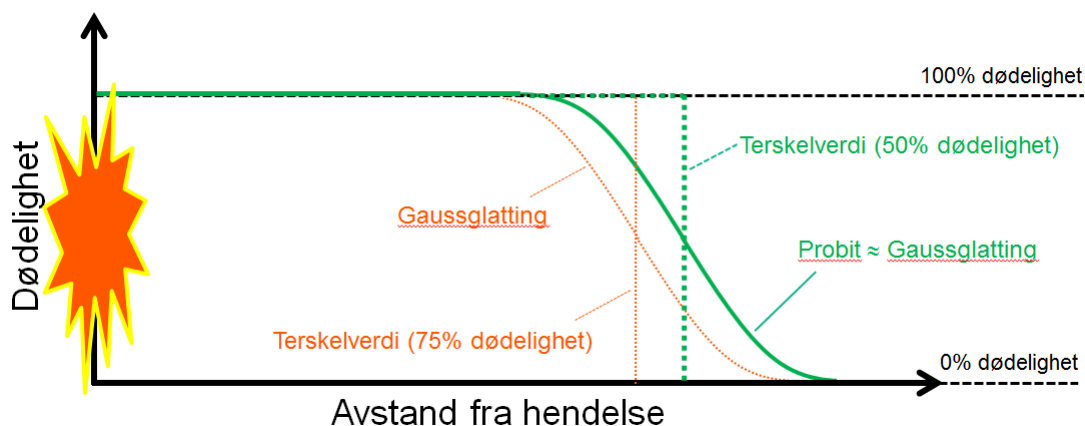


Figur 4-1 - Illustrasjon på hvordan valg av tålegrense for giftighet påvirker risikokonturene

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 høyterskel 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 risikokonturer 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). Mulighet for rømning og evakuering skal ikke tas hensyn til, jf. kapittel 1.5 (se også kapittel 4.2.1).

Dersom terskelverdier benyttes til å beregne dødelighet av hvert simulerte scenario, 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 middelerdien). 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 Gaussglattung 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 Gaussglattung er normalfordelt. Dette er illustrert i Figur 4-2.



Figur 4-2 - Illustrasjon som viser at ved glatting av en dødelighetskurve som er fremkommet ved bruk av terskelverdi som tilsvarer probit for 50 % dødelighet, så vil den glattede kurven få lignende form som om probit ble benyttet for å beregne dødelighet for det simulerte scenarioet (se også Vedlegg B). Benyttes en terskelverdi med en annen dødelighet enn 50 % vil den glattede 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. Ved bruk av probitfunksjoner, kan sannsynlighet for død beregnes som funksjon av eksponeringstid og konsentrasjon av giftig stoff / varmekontakts. 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 være identisk med scenarioets varighet.

For svært langvarige scenarioer er det lite forventningsrett å anta at personer kan bli eksponert for varme og/eller giftighetslaster i mange timer eller dager uten at nødetater vil få utført evakuering. Det er dermed hensiktsmessig å se eksponeringstid i sammenheng med tiden det tar for nødetatene å evakuere befolkningen etter en hendelse. Dette avhenger av faktorer som blant annet organisering av og avstand til brannvesenet, befolkningstetthet og befolkningens evne til selvevakuering. I tilfeller der det ikke er mulig å gi et godt estimat på evakueringstiden, settes evakueringstiden til utrykningstid pluss 60 minutter.

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 publisert en oversikt over anbefalte probiter for de mest brukte stoffene i Norge (www.dsb.no). Probitene som er anbefalt på DSB sine hjemmesider skal benyttes ved beregning av risikokonturer.

Oversikten er laget på bakgrunn av en gjennomgang av nye og gamle probitfunksjoner fra RIVM som Forsvarets forskningsinstitutt (FFI) har utført på oppdrag fra DSB. Rapporten fra FFI er tilgjengelig på www.dsb.no.

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. /41/, utgitt av det nasjonale instituttet for helse og miljø i Nederland (RIVM). RIVM har utviklet en generell metode, ref. /48/. Denne metoden er utviklet av det nederlandske ekspertpanelet på probitfunksjoner, etter oppdrag fra RIVM, og erstatter den forrige versjonen av metoden fra 2001. RIVM har for øvrig publisert *Probit functions status overview* (ref. /49/). For de fleste stoffene gitt i oversikten er det spesifisert nye probitfunksjoner, med status "interim" eller "to be updated".

4.2.3 Branner

Bekledning vil generelt gi en beskyttelse mot varmestråling, avhengig av type bekledning og grad av tildekking. Befolkningen vil altså måtte antas å til en viss grad være beskyttet mot varmestråling, men det vil være stor usikkerhet knyttet til graden av beskyttelse. Det ville altså komplisere risikoberegningene betraktelig om beskyttelse fra klær skulle tas hensyn til ved beregning av risikokonturer. I tillegg ville risikokonturene da avhenge av en antagelse om grad av beskyttelse, hvilket ikke er i tråd med de overordnede prinsippene for beregning av risikokonturer. Det skal derfor legges til grunn at tredjepart alltid er ubeskyttet mot varmestråling fra branner (bar hud).

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. /41/, Chapter 1, Eq 3.5, gitt følgende probitfunksjon for død ved eksponering av bar hud:

$$Pr = -12,8 + 2,56 \ln(D)$$

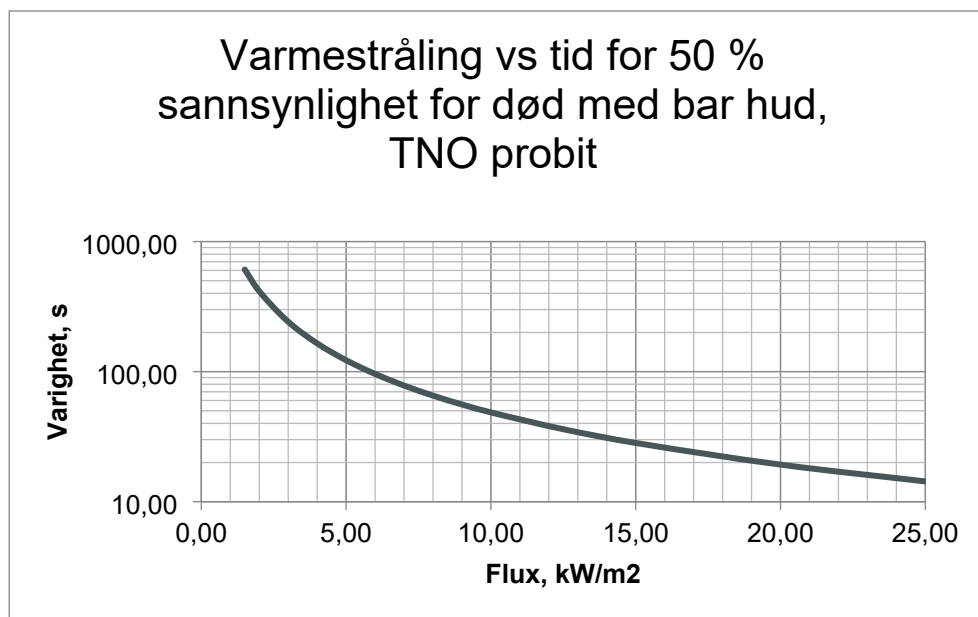
hvor den mottatte dose er

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

Sammenhengen mellom varmekraft 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/m² som tilsvarer terskelen for uhåndterlig smerte i TNO, hvilket gjelder for alle hendelser der eksponeringstiden er lik eller over 610 sekunder (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 denne verdien 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 dersom analyseverktøyet tillater å modellere probiter med lang eksponeringstid, så er dette å anbefale før bruk av terskelverdi (se også kapittel 4.2.1).

Merk at høyeste varmekraft i Tabell 4.1 er 15 kW/m² med en tilsvarende eksponering på 28 sekunder. Det frarådes å benytte høyere terskelverdi enn 15 kW/m² eller kortere eksponeringstid enn 30 sekunder når man vurderer dødelighet av varmestråling.



Figur 4-3 - Sammenheng mellom varmekraft 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 branneksposering	Terskelverdi for død som følge av varmekraft
≥ 610 sekunder	1,5 kW/m ²
415 sekunder	2 kW/m ²
242 sekunder	3 kW/m ²
165 sekunder	4 kW/m ²
122 sekunder	5 kW/m ²
65 sekunder	8 kW/m ²
49 sekunder	10 kW/m ²
28 sekunder	15 kW/m ²

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 lasten med størst 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 nitroser gasser). Ved utvikling av giftig gass under branner 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).

Det foreligger ikke like anerkjente probiter for eksponering fra hydrogenbranner som det gjør for hydrokarbonbranner. Hydrogenbranner brenner med lavere IR-stråling og er derfor ansett å gi noe mindre skade på mennesker enn hydrokarbonbranner med samme varmekraft. For veldig små og rene hydrogenbranner er det kjent at strålingen kan være så lav at mennesker kan gå rett inn i den usynlige flammen uten advarsel fra økende stråling. For større branner vil det ofte dras med urenheter inn i hydrogenflammen, og den vil både bli synlig og avgi stråling mer likt en hydrokarbonbrann. For branner med syntesegass (blanding av hydrogen og hydrokarboner) vil flammene og strålingen være svært like som for rene hydrokarbonbranner.

I tillegg er det slik at simuleringsverktøyene, både empiriske og CFD-verktøy, har optimalisert sine strålingsalgoritmer for hydrokarbonbranner og kan ses på som mer usikre ved fastsetting av intensitet for hydrogenbranner. Særlig er overgangen mellom usynlig flamme med lav stråling og synlig flamme med høyere stråling usikker.

Det anbefales derfor at tradisjonelle hydrokarbonprobit benyttes også for hydrogenbranner. Det tillates at dedikerte probiter for hydrogen benyttes dersom disse blir allment tilgjengelige og anvendt, men da må også usikkerheten i strålingsberegningene fra simuleringsverktøyene inkluderes og diskuteres.

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), 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

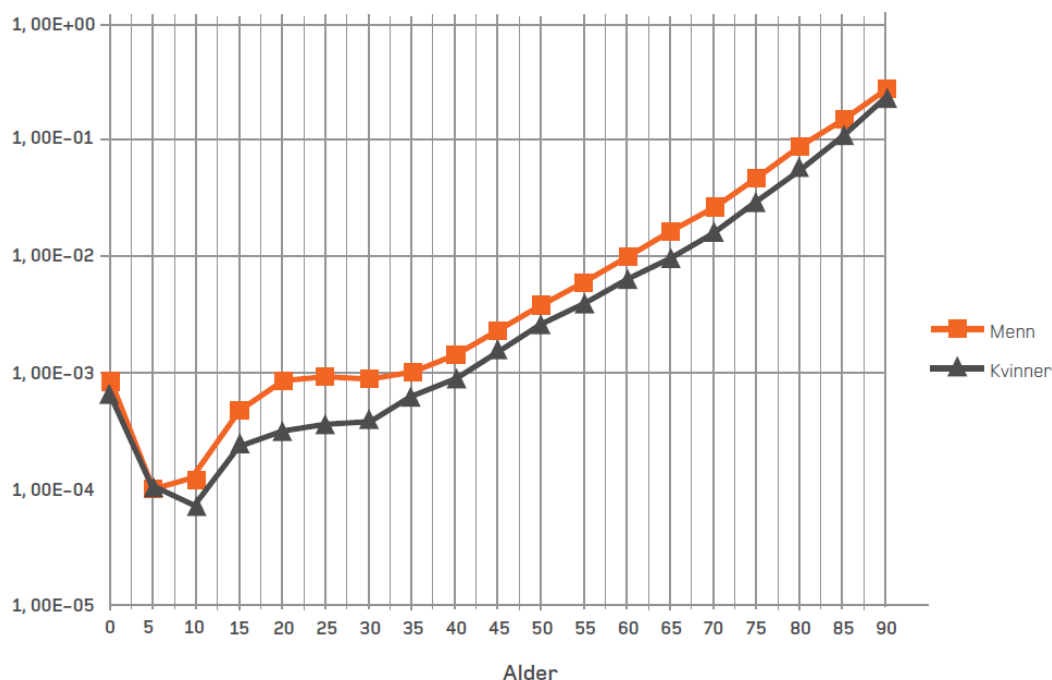
Anleggstype	Design-standard
Forbruksanlegg LPG	NS-EN 12542 og NS-EN 14570
Forbruksanlegg LNG/LBG	NS-EN 13645
Fylleanlegg for gassflasker LPG	NS-EN 12542 og NS-EN 14570
Fylleanlegg for LNG/LBG som drivstoff til tunge kjøretøy	NS-ISO-EN 16924
Fylleanlegg for CNG/CBG som drivstoff til tunge og lette kjøretøy	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 fremgår 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". Opplistingen 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 tredjeperson. For områder utenfor hensynssonene (frekvens for dødelighet under $1,0E-7$ pr. år) vil anlegget representere en tilleggsdødelighet på under en promille.



Figur 6-1 - Aldersavhengig dødssannsynlighet i Norge, 5-årsgrupper (2006-2010). Figuren er hentet fra Temarapporten (ref. /Error! Bookmark not defined./), 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:

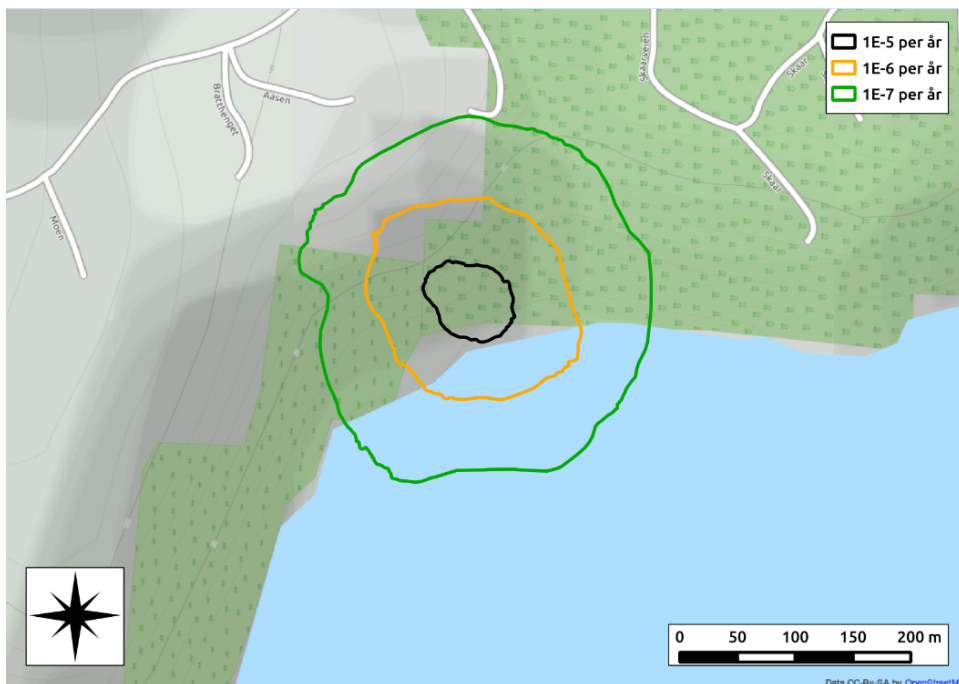
- Frekvensfordeling av topphendelsene: Presenteres både som frekvens som funksjon av lekkasjestørrelse og som frekvens som funksjon av område (trenger ikke isokurver, men som minimum en tabell som viser i hvilke områder lekkasjepunktene ligger).
- Tennsannsynligheter: Presenteres både som funksjon av lekkasjestørrelse og av 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):

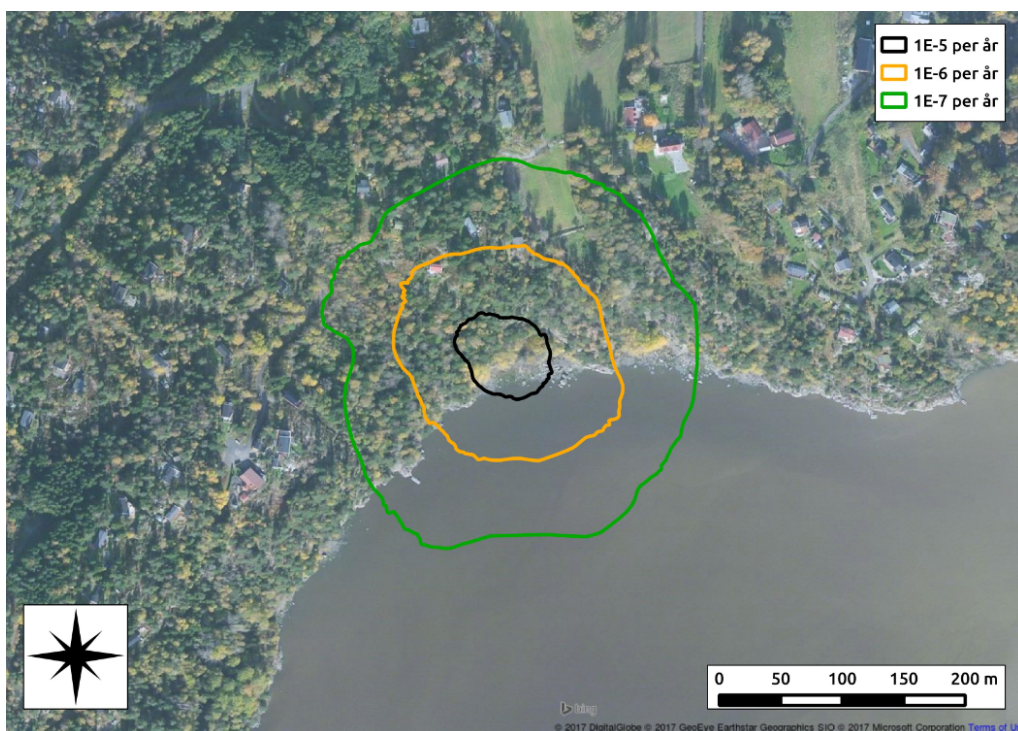
- risikokonturer for eksponering av brennbart eller giftig stoff
- risikokonturer for brannlaster
- risikokonturer for eksplosjonslaster

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 opptegning av beregnede konturer på kart elimineres.

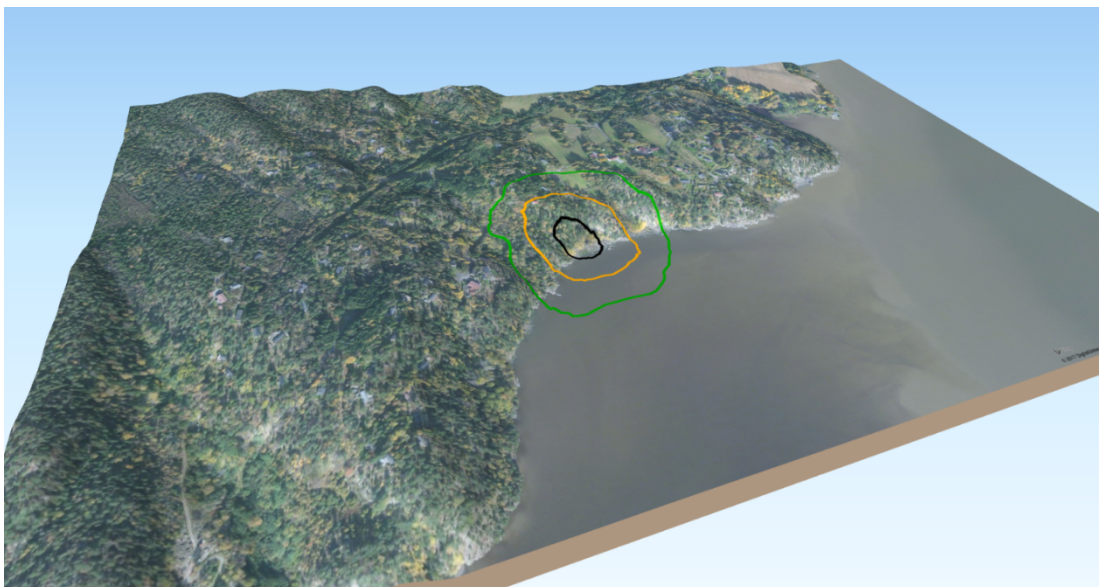
For planer om etablering av nye anlegg bør risikokonturene vises som plot i en kopi av gjeldende reguleringsplan (eller kommuneplankartet dersom området ikke er regulert). Dette gjelder også for berørte reguleringsplaner ved utvidelser eller andre vesentlige endringer i eksisterende anlegg.



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)

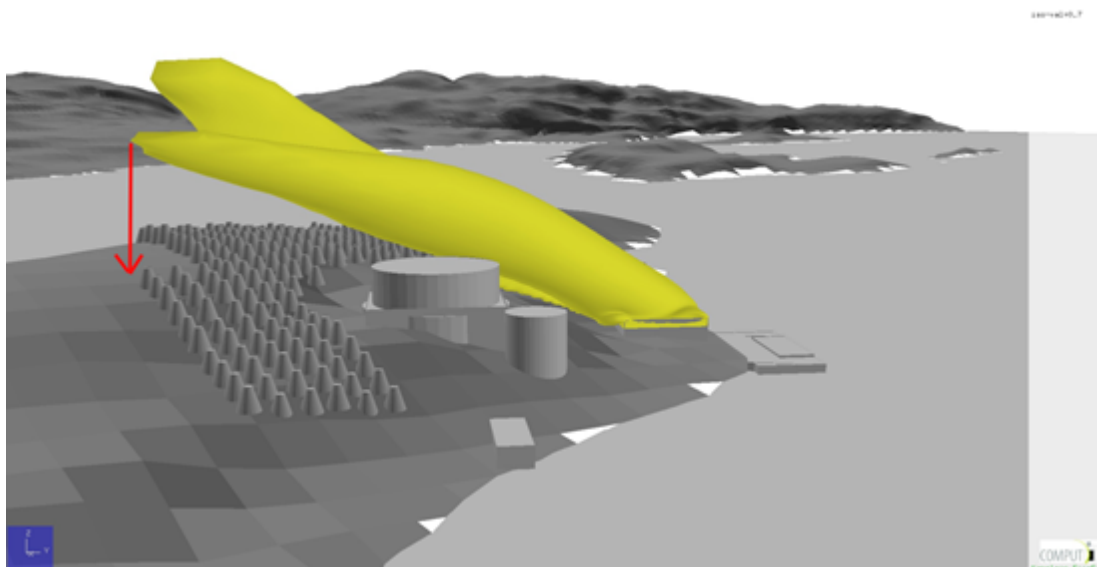


Figur 6-4 - Illustrasjon av risikokonturer som er projisert på 3D kart (plasseringen er tilfeldig valgt)

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 xy-planet. I en projisert fremstilling vil man ikke få med informasjonen om at risikoeksponeringen er forskjellig for ulike høyder over bakken, men fordelen 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

Temarapporten (ref. /**Error! Bookmark not defined.**/) 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

Risikokonturene 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. temarapporten 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

Verstefallsscenarier 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 storulykkevirkosomheter", 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/ "Land transport accident statistics", OGP report 434-9, 2010.
- /10/ "Process leak for offshore installations frequency assessment model – PLOFAM(2)", Lloyds Register Consulting, Report No 107566/R1, December 6th, 2018.
- / 11/ Safetec: "Leak frequencies for land-based oil and gas facilities", Report No. ST-16529-1, Rev. 5.0, 14.02 2022.
- /12/ Scandpower: "Risk Based Calculations of (Design) Explosion loads on Manned Buildings – Rafnes", Report No 80102017/R1, 23 September 2009
- /13/ LEAK FREQUENCIES FOR LAND-BASED OIL AND GAS FACILITIES, Safetec report no. ST-16529-1, Rev. 5.0, 14.02.2022
- /14/ HyRAM+, www.energy.sandia.gov, 2024 National Technology and Engineering Solutions of Sandia, LLC .
- /15/ Fossan, I., van Wingerden, K., Knudsen, Ø., Wiklund, J. & Gaathaug, A.V. (2024): "The SAFEN ignition probability model for hydrogen", 15th International Symposium on Hazards, Prevention and Mitigation of Industrial Explosions, Naples, Italy – June 10-14, 2024
- /16/ LNG Hose Failure Probability, Shell Global Solutions (US) Inc., Houston, SR.14.11417 (2014)
- /17/ <https://hazmatonline.phmsa.dot.gov/IncidentReportSearch/Welcome.aspx>
- /18/ DNV: "Recommended Failure Rates for Pipelines", Report No.: 2017-0547, Rev. 2, 2017-12-08
- /19/ "Vapour Cloud Development in Over-filling Incidents ", FABIG Technical Note TN 12.
- /20/ "LNG Source Term Models for Hazard Analyses", Health and Safety Laboratories, 2010.

- /21/ J. L. Woodward and R. M. Pitblado: "LNG Risk Based Safety Modeling and Analysis", AIChE and John Wiley, 2010.
- /22/ Scandpower: "Comparative study on gas dispersion", Report No. 101368/R1, 24 January 2012.
- /23/ IOGP Risk Assessment Data Directory: "Ignition Probabilities", Report No. 434-06, September 2019.
- /24/ UKOOA/HSE: "IP Research Report. Ignition Probability Review, Model Development and Look-Up Correlations", January 2006.
- /25/ Lloyds Register Consulting: "Modelling of ignition sources on offshore oil and gas facilities", Report No. 106364, 2016.
- /26/ Safetec: "Modelling of ignition sources on land-based oil and gas facilities", Report No. ST-16542-1, Rev. 7.0, 22.12 2022.
- /27/ HyRAM: A methodology and toolkit for quantitative risk assessment of hydrogen systems, Elsevier International journal of hydrogen energy, vol 42, pages 7485-7493 (2017)
- /28/ Concept risk assessment of a hydrogen driven high speed passenger ferry, Elsevier International journal of hydrogen energy, vol 45, pages 1359-1372 (2020)
- /29/ GKP7H2 high speed passenger ferry concept risk assessment, Lloyd's Register Consulting report for MoZEES project, LR report 106575/R1, April. 2018
- /30/ LIQUID HYDROGEN SAFETY: Data Report: Closed room and ventilation mast studies, Forsvarets forskningsinstitutt (FFI) Norwegian Defence Research Establishment, DNV-GL Draft report, May 2020
- /31/ "NORSOK Z-013, vedlegg F".
- /32/ 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.
- /33/ "Obstructed Region Explosion Model", PHAST Theory, Rev. 2, 2015.
- /34/ "GAMES final report", W.P.M. Mercx, A.C. van den Berg, D. van Leeuwen, TNO Report PML, 1998-C53.
- /35/ "Buncefield: Why did it happen?", COMAH Control of Major Accident Hazards, 2011
- /36/ "NORSOK S-001":2018
- /37/ "Design Guidance for Hydrocarbon Fires, Fire and Blast Information Group (FABIG) Technical Note 13".
- /38/ "Handbook of Fire Protection Engineering", SFPA/NFPA, 2016
- /39/ FABIG: "Fire Loading and Structural Response", Technical note 11, 2010
- /40/ TNO: "Methods for Calculation of Physical Effects (TNO "Yellow Book")", CPR 14E.
- /41/ TNO: "Guidelines for Quantitative Risk Assessments (TNO "Purple Book")", CPR 18E.
- /42/ Frank P. Lees: "Loss Prevention in the Process Industries", 4th Edition, Elsevier 2016.

- /43/ D.A. Lihou and J.K Maud: "Thermal Radiation from Fireballs", I. Chem. Eng Symposium Series No. 71, The Institute of Chemical Engineers, 1982.
- /44/ Xie Mengmeng: "Thermodynamic and gas dynamic aspects of a BLEVE", Delft University of Technology, Report 04-200708, 2007.
- /45/ 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).
- /46/ "Rollover in LNG storage tanks", Summary Report by The International Group of LNG Importers (GIIGNL), 2012-2015.
- /47/ A. Buang: "Boilover in liquid hydrocarbon fires", Ph.D Thesis Loughborough University, 2014.
- /48/ Method for derivation of probit functions for acute inhalation toxicity, RIVM Report 2015-0102
- /49/ Probit function status overview | RIVM (<https://www.rivm.nl/en>)
- /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