

Riskreducerande åtgärder

Effektutvärdering med tillämpning
på transport av farligt gods

Martin Thomasson

**Division of Risk Management and Societal Safety
Lund University, Sweden**

Riskhantering och samhällssäkerhet

Lunds tekniska högskola

Lunds universitet

Report 5038, Lund 2017

Riskreducerande åtgärder

Effektutvärdering med tillämpning på transport av farligt gods

Martin Thomasson

Lund 2017

Riskreducerande åtgärder – effektutvärdering med tillämpning på transport av farligt gods

Risk reducing measures – impact evaluation with application to transport of dangerous goods

Författare: Martin Thomasson

Report 5038

ISRN: LUTVDG/TVRH-5038-SE

Number of pages: 104

Illustrations: Författaren är upphovsmakare till samtliga 21 figurer i rapporten.

Keywords

Risk reducing measures, transport of dangerous goods, gas dispersion, toxic gas, risk contribution, ADR-S subclass 2.3.

Sökord

Riskreducerande åtgärder, transport av farligt gods, gasspridning, giftig gas, riskbidrag, ADR-S delklass 2.3.

Abstract

In this report the risk reduction from risk reducing measures for transport of dangerous goods is analyzed. The measures investigated are vegetation as a protective zone and placement of fresh air intake on a building. The analysis examines the effect of the measures against a release of toxic gas and hence their reduction of the risk contribution from transport of this specific subclass of dangerous goods to the total risk from the transports. The result of the analysis shows that the effect of vegetation as a protective zone is relatively small while the effect of placement of fresh air intake on a building is relatively large. In conclusion, the analysis indicates that vegetation as a protective zone brings a small reduction of the total risk from the transports, while placement of fresh air intake brings a large reduction of this risk.

© Copyright: Riskhantering och samhällssäkerhet, Lunds tekniska högskola, Lunds universitet, Lund 2017.

Riskhantering och samhällssäkerhet

Lunds tekniska högskola

Lunds universitet

Box 118

221 00 Lund

Division of Risk Management and
Societal Safety

Faculty of Engineering

Lund University

P.O. Box 118

SE-221 00 Lund

Sweden

Förord

Denna rapport utgör examensarbete inom Civilingenjörsprogrammet i Riskhantering och är utförd vid Avdelningen för Riskhantering och Samhällssäkerhet på Lunds Tekniska Högskola (LTH). Genomförandet av denna rapport har möjliggjorts tack vare hjälp och insatser från ett antal personer. Först och främst vill jag därför rikta ett stort tack till min eminente handledare Henrik Hassel, samt till framstående Berit Andersson vid Avdelningen för Brandteknik.

Jag vill även rikta ett stort tack till följande personer som har bidragit med värdefulla synpunkter och sakkunskap under arbetets gång:

Anna Nordlander	Myndigheten för samhällsskydd och beredskap (MSB)
Carl-Axel Stenberg	Länsstyrelsen Skåne
Fredrik Larsson	WSP Brand & Risk
Gustav Nilsson	WSP Brand & Risk
Göran Nygren	WSP Brand & Risk
Jan Burman	Totalförsvarets forskningsinstitut (FOI)
Johan Lundin	WSP Brand & Risk
Jörgen Lundqvist	Boverket
Katarina Herrström	WSP Brand & Risk
Malin Lind	Trafikverket
Martin Kylefors	Sveriges Tekniska Forskningsinstitut (SP)

Slutligen vill jag tacka mina nära och kära som har visat stort tålamod och gett mig stöd under detta tidvis mycket krävande arbete.

Martin Thomasson

Stockholm, mars 2017

Sammanfattning

I Sverige bedrivs en omfattande transport av farligt gods på vägnätet, vilket medför allvarliga risker för samhället (Stenberg, 2007). För att hantera riskerna från transporten föreslås riskreducerande åtgärder, vars effekter dock är osäkra (Sanglén, 2005). Mot bakgrund av det begränsade beslutsunderlaget vid fysisk planering av riskreducerande åtgärder för transport av farligt gods motiveras därför en undersökning av åtgärdernas avsedda riskreduktion. Två omskrivna riskreducerande åtgärder, vilka förväntas skydda mot utsläpp av giftig gas är vegetation och placering av friskluftsintag (Boverket & Räddningsverket, 2006; Fischer et al., 1998). Enligt Boverket och Räddningsverket (2006) kan vegetation i form av träd och buskar reducera koncentrationen av utsläppt gas till hälften. Enligt Fischer et al. (1998) kan även placering av friskluftsintag högt upp på läsidan av en byggnad skapa en ökad skyddseffekt mot utsläpp av giftig gas. Med anledning av dessa nämnda antaganden avgränsas analysen av åtgärdernas riskreduktion till den reduktion som nedanstående åtgärder förväntas skapa.

- Vegetation som skyddszon
- Placering av friskluftsintag

Inledningsvis genomförs en övergripande analys av dessa åtgärders effekt mot samtliga klasser av farligt gods som transporteras på väg. Enligt denna översiktliga bedömning har åtgärderna störst effekt mot ADR-S delklass 2.3, vilken består av giftiga gaser (MSBFS 2015:1). I den detaljerade analysen beräknas åtgärdernas riskreduktion i form av reduktion av riskbidrag från transport av ADR-S delklass 2.3 till den totala risken. Beräkningarna utgår från transport på en representativ vägsträcka, vilken anses representera en typisk transportled av farligt gods i tätort där åtgärderna bedöms kunna minska konsekvenserna betydligt.

Enligt den detaljerade analysen består vegetationens effekt av att denna skapar turbulens som orsakar ökad luftinblandning och utspädning av gasplymen från utsläppet. Detta minskar koncentrationen av giftig gas och därmed konsekvenserna i form av antalet omkomna och fysiskt skadade människor. Genom sambandet mellan vegetationens skrovlighetslängd (ytråhet) och turbulensens tillväxt från Fischer et al. (1998) kan effekten av olika typer av vegetation härledas. Effekten ökar med skrovlighetslängden för vegetationen, skyddszonens djup och vindhastigheten. Åtgärdens effekt översätts sedan till riskreduktion med hjälp av ett antagande om ekvivalenta avstånd, vilket innebär att avstånd med olika skrovlighetslängd kan översättas till varandra i en punkt då koncentrationen är samma och att spridningen från och med denna punkt sker oberoende av spridningen innan. Genom antagandet kan skyddszonens påverkan på spridningen av gasen beaktas och minskningen av avståndet inom vilket människor omkommer (konsekvensavståndet) beräknas. Åtgärdens riskreduktion analyseras genom att jämföra riskbidrag baserat på konsekvensavstånd med skyddszon bestående av tät skog jämfört mot riskbidrag baserat på konsekvensavstånd med skyddszon bestående av öppet landskap. Skillnaden i riskbidrag utgör åtgärdens riskreduktion.

Analysen visar att vegetation som skyddszon skapar en förhållandevis liten reduktion av riskbidrag från transport av ADR-S delklass 2.3 på representativ vägsträcka. Åtgärdens totala riskreduktion verkar också vara liten på grund av att effekten mot övriga klasser av farligt gods som transporteras på väg är relativt ringa enligt den övergripande analysen, samt att det är en mindre andel av de totala transportererna som utgörs av denna specifika delklass.

Enligt den detaljerade analysen motverkar placering av friskluftsintag inläckning av giftig gas i byggnad. Effekten ökar med höjden på placeringen, samt för en placering på motsatta sidan om vägen. Åtgärdens riskreduktion analyseras genom att via antalet ventilationsomsättningar för byggnaden beräkna dosen av giftig gas inomhus och från denna dos bestämma andelen omkomna enligt metodik från Fischer et al. (1998). Utifrån andelen omkomna inomhus med respektive utan åtgärd kan sedan konsekvensavstånd inomhus jämföras, vilket ger upphov till åtgärdens riskreduktion. Dosen av gasen beräknas från koncentrationen av giftig gas som läcker in via friskluftsintaget, vilken beräknas med hjälp av ekvation från Harris (1983). Friskluftsintagets placering på byggnad tillgodoräknas genom framtagna reduktionskvoter baserade på vindtunnelexperiment utförda av Krogstad och Pettersen (1986), vilka återger koncentrationer på byggnadens utsida, samt på datorsimuleringar i programmet Spridning Luft utvecklat av Myndigheten för samhällsskydd och beredskap [MSB] (2013), vilket kan ta hänsyn till inomhuskoncentrationens påverkan av ventilationsintagets placering i höjddled.

Analysen visar att placering av friskluftsintag som motverkar inläckning av giftig gas i byggnad skapar en förhållandevis stor reduktion av riskbidrag från transport av ADR-S delklass 2.3 på representativ vägsträcka. Åtgärdens totala riskreduktion bör också vara stor på grund av att det finns en påtaglig effekt mot övriga klasser av farligt gods som innefattar gas, samt att det är en stor andel av de totala transporterna som kan orsaka gasspridning.

Analysens begränsningar består av att den gaussiska spridningsmodellen från Fischer et al. (1998) inte kan ta hänsyn till turbulens, samt att modellen endast kan beakta en konstant skrovlighetslängd för ett och samma avstånd från utsläppspunkt. Fler begränsningar består av att framtagna reduktionskvoter baseras på simuleringar av enskilda koncentrationer för specifika avstånd och vindtunnelexperiment med annan gas än den som beräkningar utgår från. För att fastställa åtgärdernas exakta riskreduktion bedöms modellering i Computational Fluid Dynamics (CFD) krävas, eftersom detta simuleringssätt kan ta hänsyn till turbulens både från vegetationen och byggnaden. Därmed kan gasens spridning och koncentrationerna på byggnadens utsida återges med större precision, vilket gör att ett bättre underlag skapas både för skyddszonens utformning och för placeringen av friskluftsintag. I analysen görs även en rad antaganden och förenklingar, vilket skapar stora osäkerheter i framtaget resultat och leder till att detta bör betraktas som en indikation på åtgärdernas riskreduktion.

Summary

An extensive transport of dangerous goods is conducted on the Swedish road network, which brings some serious risks for the society (Stenberg, 2007). In order to manage the risks from the transport risk reducing measures is suggested, but the effect of these measures is very uncertain (Sanglén, 2005). Given the limited support for decision of risk reducing measures in societal planning an investigation of the measures intended risk reduction is motivated. Two publicized measures are vegetation and placement of fresh air intake, which intend to protect against releases of toxic gases (Boverket & Räddningsverket, 2006; Fischer et al., 1998). According to Boverket and Räddningsverket (2006) vegetation in form of trees and bushes has the potential to reduce the concentration from a release of toxic gas by half. According to Fischer et al. (1998) placement of fresh air intake high up on the leeward side of a building has the potential to increase protection from a release of toxic gas. Given these assumptions the analysis of the intended risk reduction from the measures is restricted to the following risk reducing measures:

- Vegetation as a protection zone
- Placement of fresh air intake

Initially a general analysis of the measures potential effect against all classes of dangerous goods transported on road is performed. According to this analysis the biggest effect from the measures is against ADR-S subclass 2.3, which is constituted by toxic gases (MSBFS 2015:1). In the detailed analysis the risk reduction from the measures is calculated in the form of reduction of the risk contribution from the transport of ADR-S subclass 2.3 to the total risk. The performed calculations are based on a representative transportation route, which is considered to represent a typical road for transportation of dangerous goods in urban areas where the measures are assumed to significantly reduce the consequences from an accident.

According to the detailed analysis the effect from the vegetation consists of generated turbulence, which increase the mixing of air and hence the dilution of the gas plume. This dilution decreases the concentration of the released gas and thereby also the consequences in form of the number of fatalities. Through the connection between the roughness length and the growth of the turbulence from Fischer et al. (1998) the effect of different types of vegetation can be derived. This effect is shown to increase with the roughness length of the vegetation, the width of the protection zone and the velocity of the wind. The effect from the measure is translated to risk reduction with the help of an assumption of equivalent distances, which means that distances with different roughness length can be translated to each other at a point where the same concentration is reached and that the dispersion from this point is unaffected by the previous dispersion. By the help of this assumption the effect of the protection zone on the gas dispersion is included and the decrease of the distance in which people are killed can be calculated. The risk reduction from the measure can be analysed by comparing the risk contribution with a protection zone consisting of dense forest with the risk contribution with a protection zone consisting of open landscape. The difference in risk contribution constitutes the risk reduction from the measure.

The analysis shows that vegetation as a protection zone creates a small reduction of the risk contribution from transport of ADR-S subclass 2.3 on the representative transportation route. The total risk reduction from the measure also seems to be small because of the relatively small effect against the rest of the classes of dangerous goods according to the general analysis and the minor fraction of the total transports of dangerous goods that consists of this specific subclass.

According to the detailed analysis the placement of fresh air intake decreases the amount of gas which leaks into a building. This effect is shown to increase with the height of the placement and for a placement on the opposite side of the road. The risk reduction from the measure is analysed by using the ventilation rate of the building to calculate the dose of toxic gas indoors and from this dose calculate the fraction of people dying indoors according to methodology from Fischer et al. (1998). By comparing the fraction of people dying indoors with and without the measure also the distance in which people indoors are killed can be compared. This comparison gives the risk reduction from the measure. The dose of toxic gas leaking in from the fresh air intake of the building is calculated with an equation from Harris (1983). The placement of the fresh air intake on the building is accounted for by using reduction ratios based on wind tunnel experiments performed by Krogstad and Pettersen (1986), which give concentrations on the outside of the building, and computer simulations in the program Dispersion Air developed by the Swedish Civil Contingencies Agency [MSB] (2013), which can consider the effect of the height of the placement of fresh air intake.

The analysis shows that placement of fresh air intake which decreases the amount of gas leaking into a building creates a large reduction of the risk contribution from transport of ADR-S subclass 2.3 on the representative transportation route. The total risk reduction from the measure should also be large because of the noticeable effect against the rest of the classes of dangerous goods containing gas and the big fraction of the total transports of dangerous goods that have the potential to cause releases of gases.

The limitations of the analysis consist of the limitations of the Gaussian dispersion model from Fischer et al. (1998), which cannot consider generated turbulence and is restricted to account for one single roughness length within the same distance from the point of release. Further limitations of the analysis consist of the limitations of the calculated reduction ratios, which are based on simulations of single concentrations at specific distances from point of release and wind tunnel experiments with another gas than in calculations. To determine the exact risk reduction from the measures modelling in Computational Fluid Dynamics (CFD) possibly is required since these simulations can consider the generated turbulence from both the vegetation and the building. This makes it possible to reproduce the dispersion and the concentrations on the outside of the building with greater precision and thereby creating a better support both for configuration of the protection zone and for placement of fresh air intake. Several assumptions and simplifications are also made in the analysis, which bring great uncertainties to the result and lead to the fact that the result should be considered as an indication on the risk reduction from the measures.

Lista över förkortningar

ADR	European Agreement Concerning the International Cirkarriage of Dangerous Goods by Road
ALARP	As Low As Reasonably Practicable
BBR	Boverkets byggregler
BFS	Boverkets författningssamling
CCPS	Center for Chemical Process Safety
CFD	Computational Fluid Dynamics
DNV	Det Norske Veritas
IDLH	Immidiata Dangerous to Life and Health
ISO	International Organization for Standardization
LC ₅₀	Lethal Concentration 50 %
MB	Miljöbalken (1998:808)
MKB	Miljökonsekvensbeskrivning
MSB	Myndigheten för samhällsskydd och beredskap.
MSBFS	Myndigheten för samhällsskydd och beredskaps författningssamling
NIOSH	The National Institute for Occupational Safety and Health
PBL	Plan- och bygglagen (2010:900)
PRA	Probabilistic Risk Analysis
QRA	Quantitative Risk Analysis
RIB	Resurser och Integrerat Beslutsstöd
SFS	Svensk författningssamling
VMA	Viktigt Meddelande till Allmänheten
VTI	Väg- och transportforskningsinstitutet
ÅDT	Årsmedeldygnstrafik

Lista över symboler

a	Avstånd från vägen	[m]
a	Stabilitetsberoende parameter	-
b	Stabilitetsberoende parameter	-
C	Koncentration	[mg/m ³]
$C_{gas,ute}$	Koncentration gas utomhus	[vol%]
C_i	Koncentration inomhus för specifikt tidsintervall i	[mg/m ³]
$\frac{C_{kg}}{m^3}$	Koncentration utomhus uttryckt i kg/m ³	[kg/m ³]
$\frac{C_{mg}}{m^3}$	Koncentration inomhus uttryckt i mg/m ³	[mg/m ³]
$C^n t$	Total dos inomhus under exponeringstiden	[mg/m ³ min]
c_{pa}	Specifikt värme hos luft	[J/kg·K]
c_{pg}	Utsläppta gasens (gasfas) specifika värme	[J/kg·K]
$C(t)$	Koncentration inomhus vid tiden t	[vol%]
$C_{vol\%}$	Koncentration inomhus/utomhus uttryckt i volymprocent	[vol%]
<i>Dosering</i>	Dos inomhus för specifikt tidsintervall	[mg/m ³ min]
<i>Dosering</i>	Total dos inomhus under exponeringstiden	[mg/m ³ min]
f	Frekvens för scenario	[gångar per år]
g	Gravitationskonstant	[m/s ²]
h_{fg}	Ångbildningsvärme för tryckkondenserad gas	[J/kg]
IR	Individriskbidraget från samtliga scenarier vid olycka under transport av ADR-S delklass 2.3	[frekvens att omkomma per år]
K_r	Korrektionsfaktor för underlagets ytskrovlighet	-
K_{rp}	Korrigeringsfaktor för underlagets ytskrovlighet	-
K_s	Korrektionsfaktor för atmosfärsstabilitet	-
K_{yt}	Korrigeringsfaktor för samplingstidens påverkan på den horisontella spridningen	-
L_b	Längdskala för lyftkraft vid tunggasutsläpp	[m]
m_a	Molvikt hos torr luft	[kg/kmol]
m_g	Molvikt hos utsläppt gas	[kg/kmol]
m_{ge}	Effektiv molvikt hos utsläppt gas efter blandning med omgivande luft	[kg/kmol]
<i>minutvolym</i>	Inhalerad volym per minut	[l/min]
n	Antal omkomna personer	[st]
N	Befolkningstäthet	[invånare per km ²]
n	Konstant ($=\beta_1/\beta_2$)	-
Pr	Probitvärde (mått på toxisk effekt)	-
Q	Massflöde från utsläppskälla	[kg/s]
Q_a	Volymflöde luft	[m ³ /h]
Q_g	Volymflöde gas	[m ³ /h]
r	Konsekvensavstånd för scenario	[m]
t	Exponeringstid	[min]
t	Längden på tidsintervall	[min]
t	Tiden från att inläckning i byggnad startar	[h]
t	Önskad samplingstid (medelvärdesbildningstid)	[s]
t_5	Samplingstid på 300	[s]

T_a	Atmosfärens temperatur	[K]
T_f	Tryckkondenserade gasens temperatur före utsläpp	[K]
U	Vindhastighet på 10 meters höjd ovan mark	[m/s]
V	Byggnadens volym	[m ³]
x	Avståndet, i vindens riktning, från punkt där modell för tunggasspridning anses börja gälla	[m]
x	Avståndet, i vindens riktning, från punkt där modell för passiv spridning anses börja gälla	[m]
x_{max}	Största avstånd x inom vilket tunggasmodell är giltig	[m]
x_{y0}	Koordinatförskjutning i y-led	[m]
x_{z0}	Koordinatförskjutning i z-led	[m]
z_0	Skrovlighetslängd (ytråhet)	[m]
z_{01}	Referenslängd för ytråhet=0,01	[m]
z_{03}	Referenslängd för ytråhet=0,03	[m]
α	Regressionsfaktor	-
α	Spridningsvinkel	[grader]
β	Stabilitetsberoende konstant	-
β_1	Regressionsfaktor	-
β_2	Regressionsfaktor	-
ρ_a	Densitet för omgivande luft	[kg/m ³]
ρ_{SO_2}	Densitet för svaveldioxid vid atmosfärstryck	[kg/m ³]
σ_{y0}	Initial bredd på plymen	[m]
$\sigma_y(x)$	Plymens bredd inom avståndsintervallet för tunggasspridning	[m]
$\sigma_y(x)$	Plymens bredd inom giltighetsområdet för den passiva spridningsmodellen	
σ_{z0}	Initial höjd på plymen	[m]
$\sigma_z(x)$	Plymens höjd inom avståndsintervallet för tunggasspridning	[m]
$\sigma_z(x)$	Plymens höjd inom giltighetsområdet för den passiva spridningsmodellen	[m]
σ'_{yp}	Tillväxthastighet för passiv plym som funktion av avståndet x inom vilket tunggasmodell är giltig	-
$\chi_m(x)$	Högsta koncentration i gasplymen som en funktion av avståndet x från startpunkt för modell för tunggasspridning	[kg/m ³]
$\chi(x, 0, 0)$	Maximal koncentration i gasplymen som en funktion av avståndet x från startpunkt för passiv spridningsmodell	[kg/m ³]
γ	Stabilitetsberoende parameter	-

Terminologi

ADR-S delklass 2.3	Giftiga gaser
Ekvivalent avstånd	Motsvarande avstånd till samma koncentration med annan skrovlighetslängd
Individrisk	Risken för en enskild individ
Individriskbidrag	Bidrag till den totala individrisken
Konsekvens	Omkomna och fysiskt skadade människor
Konsekvensavstånd	Avståndet inom vilket människor omkommer (avståndet från utsläppspunkt inom vilket koncentrationen av gasen överstiger specifika gränsvärden)
Olycksfrekvens	Förväntat antal trafikolyckor med farligt gods per år
Reduktion av riskbidrag	Minskning av riskbidraget
Reduktionskvot	Kvot för minskning av koncentration
Representativ vägsträcka	Specifik vägsträcka som representerar en typisk transportled av farligt gods i tätort
Risk	Kombinationen av sannolikheten för en olycka och konsekvenserna av denna
Riskbidrag	Bidrag till risken
Riskreduktion	Minskning av risken
Samhällsrisk	Risken för en grupp människor
Samhällsriskbidrag	Bidrag till den totala samhällsrisken
Skrovlighetslängd	Mått på underlagets skrovlighet (ytråhet)
Stabilitetsklass	Mått på turbulensnivån i atmosfären
Turbulens	Avvikelser från medelvindens hastighet och riktning

Innehållsförteckning

1. Inledning.....	1
1.1 Bakgrund	1
1.2 Syfte och mål	3
1.3 Frågeställningar	3
1.4 Avgränsningar.....	3
1.4.1 Riskens karaktär.....	3
1.4.2 Skyddsobjekt	3
1.4.3 Typ av konsekvens.....	3
1.4.4 Transport av farligt gods	3
1.4.5 Effekten av åtgärder	4
1.4.6 Åtgärdernas riskreduktion	4
2. Teoretisk bakgrund	5
2.1 Definition av risk	5
2.2 Riskhanteringsprocessen	7
2.2.1 Riskanalys	7
2.2.2 Riskvärdering.....	9
2.2.3 Riskreduktion/kontroll	11
2.2.4 Hantering av osäkerheter.....	12
2.3 Riskhantering i fysisk planering	13
2.3.1 Plan-och bygglagen (2010:900).....	13
2.3.2 Miljöbalken (1998:808)	13
2.3.3 Lagen om transport av farligt gods (2006:263).....	13
2.4 Riskanalys för transport av farligt gods	16
2.4.1 Riskidentifiering	16
2.4.2 Frekvensberäkning	16
2.4.3 Konsekvensbedömning	16
2.4.4 Riskberäkning.....	16
2.4.5 Riskvärdering för transport av farligt gods	17
2.4.6 Riskreducerande åtgärder för transport av farligt gods.....	17
2.5 Spridning av gas.....	18
2.5.1 Gas	18
2.5.2 Utsläpp	18
2.5.3 Spridningsmodell.....	18

2.5.4	Parametrar som påverkar spridningsförloppet.....	20
2.5.5	Toxikologiska effekter	21
2.5.6	Doseringsmodell	22
2.5.7	Inläckning i byggnader.....	22
2.5.8	Gasströmning runt byggnader	22
3.	Metod	23
4.	Övergripande analys	24
5.	Detaljerad analys.....	27
5.1	Beräkningsverktyg	27
5.1.1	Analytiska beräkningar	27
5.1.2	Spridning Luft.....	27
5.1.3	Computational Fluid Dynamics (CFD).....	27
5.2	Vegetation som skyddszon	28
5.2.1	Förutsättningar för spridningsberäkningar	28
5.2.2	Effekten av åtgärden	31
5.2.3	Förutsättningar för beräkningar av riskbidrag	36
5.2.4	Åtgärdens riskreduktion	39
5.3	Placering av friskluftsintag.....	42
5.3.1	Förutsättningar för doseringsberäkningar	42
5.3.2	Effekten av åtgärden	44
5.3.3	Förutsättningar för beräkningar av riskbidrag	47
5.3.4	Åtgärdens riskreduktion	55
6.	Diskussion	57
6.1	Vegetation som skyddszon	57
6.2	Placering av friskluftsintag.....	61
6.3	Olika gränsvärden	65
6.4	Generella osäkerheter.....	65
6.5	Sammanfattning	66
7.	Slutsatser	67
8.	Referenser.....	68
9.	Bilaga A – Beräkning av olycksfrekvens	71
10.	Bilaga B – Beräkning av konsekvensavstånd	74
10.1	Spridningsberäkningar	74
10.1.1	Källmodell	74
10.1.2	Modell för initial utspädning från kontinuerligt utsläpp	74

10.1.3	Övergångsvillkor 1.....	74
10.1.4	Modell för tunggasspridning från kontinuerligt utsläpp	74
10.1.5	Övergångsvillkor 2.....	75
10.1.6	Modell för passiv spridning från kontinuerligt utsläpp.....	76
10.1.7	Övergångsvillkor 3.....	78
10.2	Beräkningsexempel.....	79
11.	Bilaga C – Beräkning av riskbidrag	89
12.	Bilaga D – Känslighetsanalys	93
13.	Bilaga E – Jämförelse av gränsvärden.....	94
14.	Bilaga F – Doseringsberäkningar	95
14.1	Koncentration utomhus	95
14.2	Enhetsomvandlingar.....	95
14.3	Koncentration inomhus	96
14.4	Dosering	96
14.5	Beräkningsexempel.....	97
15.	Bilaga G – Beräkning av riskbidrag	103

1. Inledning

I detta kapitel presenteras bakgrund, syfte och mål med arbetet, samt frågeställningar och avgränsningar.

1.1 Bakgrund

Samhällsplaneringen har som övergripande målsättning att skapa en trygg och långsiktigt säker livsmiljö. För att uppnå denna målsättning krävs ett robust samhälle som kan motstå påfrestningar både utifrån och inifrån. I syfte att öka samhällets förmåga att motstå dessa påfrestningar tas allt större hänsyn till säkerhet inom fysisk planering och samhällsutveckling. Hanteringen av risker är en central del i säkerhetsarbetet och syftar till att hålla risknivåerna i samhället på en tolerabel nivå. Inom samhällsplaneringen finns stor potential att ta hänsyn till både nutida och framtida risker i samhället (Stenberg, 2007).

För att utreda risker utförs riskanalyser som identifierar och analyserar sannolikheter och konsekvenser av tänkta olycksscenarier, vilka ligger till grund för värdering och hantering av risker (Davidsson, Frantzich, Haeffler & Ljungman, 2003). Riskreducerande åtgärder syftar till att reducera risker antingen genom att minska sannolikheter för att olyckor ska inträffa eller konsekvenser av olyckor om de inträffar (Davidsson, Lindgren & Mett, 1997). Trots att riskreducerande åtgärder idag föreslås i riskanalyser både på kommunal och regional nivå framgår dock sällan effekten av åtgärderna generellt (Brehmer, Jensen & Tehler, 2012). Vägledning från myndighetshåll finns i form av kvalitativa resonemang om effekten av åtgärder som är möjliga att reglera inom detaljplaner från Boverket och dåvarande Räddningsverket (2006), nuvarande MSB. Här framgår dock inte åtgärdernas riskreduktion. Eftersom åtgärdernas effekt sällan klargörs råder generellt stora oenigheter beträffande deras inverkan på risken, vilket gör att beslut om riskreducerande åtgärder ofta fattas på oklara grunder (Davidsson et al., 1997).

Problemet är välbekant för riskreducerande åtgärder vidtagna mot risker relaterade till transport av farligt gods, då kopplingen mellan föreslagna åtgärder och deras effekt ofta saknas i de riskanalyser som görs idag (C-A. Stenberg, personlig kommunikation, 21 september, 2016). Avsaknaden av verktyg för att kvantitativt bedöma effekten av olika åtgärder tillsammans med begränsad forskning inom området gör att det råder stora osäkerheter vid värderingen av riskreducerande åtgärder för transport av farligt gods (Sanglén, 2005). Osäkerheterna vid riskanalyser för transport av farligt gods är dessutom stora då analyserna ofta innefattar olyckor med stora konsekvenser och mycket små sannolikheter, vilket gör riskerna svåra att värdera och hantera (Envall, 1998).

Transport av farligt gods bedöms idag utgöra en allvarlig risk i samhället då ett flertal olyckor vid transporter har rapporterats på senare år i Sverige enligt MSB (2014). En stor del av transporter sker dessutom på vägar vilka passerar genom eller i nära anslutning till svenska storstäder (Envall, 1998), där befolkningsökningen fortsätter att vara stor enligt Statistiska centralbyrån (2015). Detta bedöms ställa högre krav på förtätning och utbyggnad av städerna samtidigt som transporter av farligt gods behöver integreras i denna stadsutveckling. Därmed anses utmaningen bli att balansera riskhänsyn i fysisk planering med det ökade behovet av bostäder och arbetsplatser. Mot bakgrund av det ansedda begränsade beslutsunderlaget vid fysisk planering av riskreducerande åtgärder för transport av farligt gods motiveras därför en undersökning av den riskreduktion som åtgärderna syftar till att åstadkomma i planeringen.

Två omskrivna riskreducerande åtgärder är placering av friskluftsintag och vegetation, vilka förväntas skydda mot utsläpp av giftiga gaser (Boverket & Räddningsverket, 2006; Fischer et al., 1998). Vegetation i form av träd och buskar antas kunna halvera koncentrationerna vid giftiga gasutsläpp enligt Boverket och Räddningsverket (2006). Åtgärden kan utformas som en skyddszon bestående av vegetation, vilken kan späda ut gaser enligt Boverket och Räddningsverket (2006). Antagandet från dessa myndigheter motiverar en fördjupad analys av åtgärdens riskreduktion då det finns belägg för en potentiellt stor effekt mot utsläpp av giftiga gaser. Skyddseffekten av att befinna sig inomhus vid giftiga gasutsläpp är också stor på grund av mindre inläckning av gaser i byggnader enligt Fischer et al. (1998). Dessa författare menar även på att placering av friskluftsintag högt upp på en byggnad kan ge större skyddseffekt mot tunga gaser. Författarna hävdar även att luftintag på läsidan av en byggnad kan ge bättre skydd mot gasutsläpp. Dessa spekulationer motiverar en fördjupad analys av den riskreduktion som friskluftsintagets placering kan skapa då det finns misstankar om en potentiellt stor effekt mot utsläpp av giftiga gaser. Under de senaste åren har det även skett en betydande ökning av transporter av gaser (Trafikanalys, 2009, 2015), vilket ytterligare motiverar en utvärdering av åtgärder som förväntas skydda mot just utsläpp av giftiga gaser.

Med anledning av bakgrunden ovan väljs följande åtgärder för analysen av riskreduktion:

- Vegetation som skyddszon
- Placering av friskluftsintag

1.2 Syfte och mål

Huvudsyftet med examensarbetet är att underlätta beslutsfattande vid fysisk planering av riskreducerande åtgärder för transport av farligt gods genom att öka kunskapen om utvalda åtgärders riskreduktion. Målsättningen består även av att utveckla angreppssätt för analys av utvalda åtgärders riskreduktion, samt att skapa underlag för fördjupad forskning om denna.

1.3 Frågeställningar

Med utgångspunkt i examensarbetets syfte och mål avses dessa frågeställningar att besvaras:

- Hur kan nedanstående åtgärders riskreduktion analyseras: (?)
 - Vegetation som skyddszon
 - Placering av friskluftsintag
- Vilken riskreduktion skapar dessa åtgärder?
- Vilka begränsningar medför analysen?

1.4 Avgränsningar

Nedan presenteras avgränsningar som görs inom examensarbetet.

1.4.1 Riskens karaktär

Arbetet omfattar risken relaterad till olycka vid transport av farligt gods, då denna sker oavsiktligt och oförutsett. Risken för medvetet planerade händelser såsom sabotage och terrordåd berörs därför inte i denna rapport.

1.4.2 Skyddsobjekt

Målgruppen att skydda för exponering av risken från transport av farligt gods avgränsas till människor som vistas utmed transportleden och inom effektzonen av en olycka vid transporten. Trafikanter inkluderas därmed inte som skyddsobjekt.

1.4.3 Typ av konsekvens

Konsekvensen av olycka vid transport av farligt gods avgränsas till förlust av människoliv och skada på människors fysiska hälsa, då dessa värden anses vara de mest centrala för samhället att skydda i dessa sammanhang. Skador på miljö och egendom beaktas därför inte.

1.4.4 Transport av farligt gods

Transporten av farligt gods avgränsas till transport på väg ovan mark och inte i tunnlar, samt till rådande förutsättningar för en specifik typ av vägsträcka som anses representera en typisk vägsträcka för transport av farligt gods i anslutning till städer. Motivet är att beakta en vägsträcka i ett tätbefolkat område där åtgärderna kan minska konsekvensen betydligt. Transporten avser förflyttning av godset med transportmedel på väg och avgränsas även till transport av farligt gods i form av giftig gas, eftersom det finns belägg för att åtgärdernas effekt är stor mot denna specifika delklass av farligt gods som transporteras på väg.

1.4.5 Effekten av åtgärder

Effekten av åtgärderna avgränsas till den konsekvensreducerande effekten, eftersom denna anses dominera över den sannolikhetsreducerande effekten, då olyckor vid transport av farligt gods ofta innefattar konsekvenser som är mycket stora och sannolikheter som är mycket små (Envall, 1998). Analysen avgränsas även till åtgärdernas effekt mot giftiga gaser eftersom det finns belägg för att åtgärdernas effekt är stor mot denna specifika delklass av farligt gods. Därmed består avgränsningen av den konsekvensreducerande effekten mot giftiga gaser. Med åtgärdernas effekt avses då den koncentrationsminskning av giftig gas som dessa skapar, vilken minskar konsekvensen i form av antalet omkomna och fysiskt skadade människor.

1.4.6 Åtgärdernas riskreduktion

Eftersom effekten av åtgärderna avgränsas till effekten mot giftiga gaser avgränsas även åtgärdernas riskreduktion till reduktionen av riskbidraget från transport av giftiga gaser till den totala risken från samtliga klasser av farligt gods som transporteras på den specifika vägsträckan. Den riskreduktion som beräknas består därmed av reduktionen av riskbidraget från transporten av delklassen giftiga gaser till den totala risken och inte av den totala riskreduktionen för transporten av samtliga klasser på den representativa vägsträckan. Detta innebär att åtgärdernas totala riskreduktion eventuellt underskattas då åtgärderna utöver effekten mot den specifika delklassen kan ha viss effekt mot andra klasser av farligt gods.

2. Teoretisk bakgrund

I detta kapitel presenteras teori som används för analysen av åtgärdernas riskreduktion.

2.1 Definition av risk

Enligt Garrick och Kaplan (1981) definieras begreppet risk av den så kallade risktripletten som avser att besvara de tre frågorna:

- Vad kan hända?
- Hur troligt är det?
- Vad blir konsekvenserna?

Mer formellt uttryckt kan risk enligt dessa författare beskrivas som en uppsättning av tripletter innehållandes scenarier, sannolikheter för scenarierna och konsekvenserna av scenarierna. Risken beskrivs då genom Ekvation [1] från Garrick och Kaplan (1981, p. 13).

$$R = \{ \langle s_i, p_i, x_i \rangle \} \quad [1]$$
$$i = 1, 2, \dots, N$$

I Tabell 1 redovisas ingående parametrar i Ekvation [1].

Tabell 1. Beskrivning av ingående parametrar i Ekvation [1].

Beteckning för parameter	Beskrivning
R	Risken
s_i	Scenario i
p_i	Sannolikhet för scenario i
x_i	Konsekvens av scenario

Beskrivning av parametrar i Tabell 1 baseras på Garrick och Kaplan (1981).

Eftersom denna triplett exkluderar osäkerhet, vilken är en väsentlig beståndsdel inom risk, kan tripletten utökas med en sannolikhetsfunktion för frekvensen med vilken ett givet scenario inträffar med en viss konsekvens (Garrick & Kaplan, 1981). Risken beskrivs då genom Ekvation [2] från Garrick och Kaplan (1981, p. 21).

$$R = \{ \langle s_i, p_i(\Phi_i, x_i) \rangle \} \quad [2]$$
$$i = 1, 2, \dots, N$$

I Tabell 2 redovisas ingående parametrar i Ekvation [2].

Tabell 2. Beskrivning av ingående parametrar i Ekvation [2].

Beteckning för parameter	Beskrivning
R	Risken
s_i	Scenario i
$p_i(\dots)$	Sannolikhetsfunktion
Φ_i	Frekvens för scenario i
x_i	Konsekvens av scenario i

Beskrivning av parametrar i Tabell 2 baseras på Garrick och Kaplan (1981).

Risk kan även beskrivas som en tripplett bestående av händelser, konsekvenser och osäkerhet enligt Ekvation [3] från Aven (2010, p. 625).

$$Risk = (A, C, U) \quad [3]$$

I Tabell 3 redovisas ingående parametrar i Ekvation [3].

Tabell 3. Beskrivning av ingående parametrar i Ekvation [3].

Beteckning för parameter	Beskrivning
<i>Risk</i>	Risken
<i>A</i>	Händelse
<i>C</i>	Konsekvens
<i>U</i>	Osäkerhet

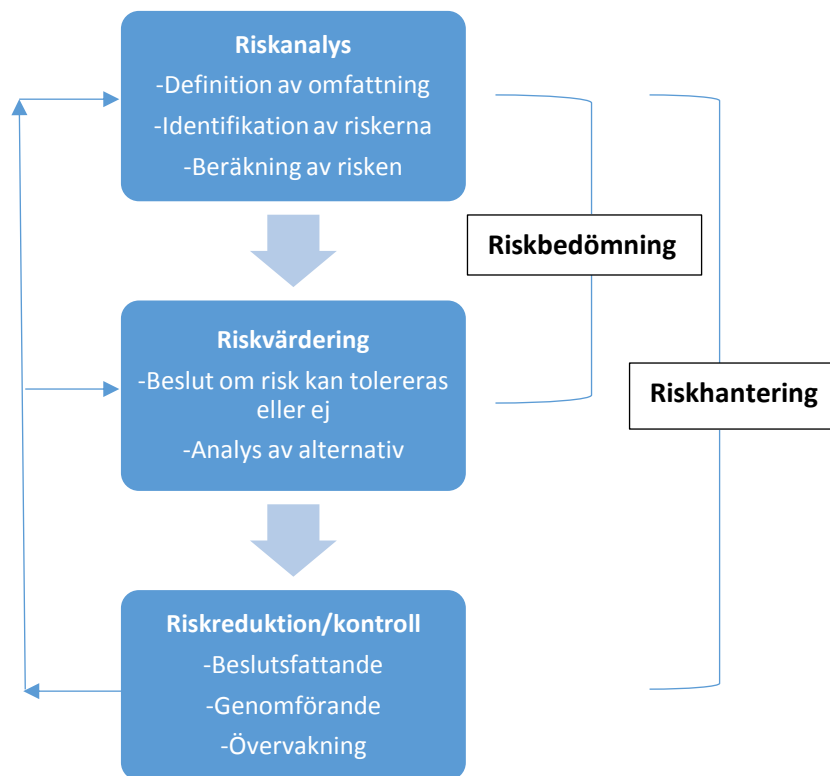
Beskrivning av parametrar i Tabell 3 baseras på Aven (2010).

I Ekvation [3] är osäkerheten (U) kopplad till händelsen (A) och konsekvensen (C), samt till bakomliggande faktorer i form av den subjektiva sannolikheten (P) och bakgrundskunskapen (K), vilka influerar dessa parametrar (Aven, 2010). Denna definition betonar starkt aspekten av osäkerhet inom begreppet risk, vilket även går i linje med definitionen av risk från International Organization for Standardization [ISO] 31000 (2010). Definitionen från ISO 31000 (2010) säger att risk är osäkerhetens effekt på mål, där effekten kan vara ett utfall som avviker från det normala i både positiv och negativ bemärkelse. Osäkerhetens inflytande på begreppet risk understryks även av Aven och Renn (2009), vilka menar att risk kan hänföras till osäkerheten om och kännbarheten av konsekvenserna av en händelse i relation till något som har mänskligt värde.

MSB (2011) definierar risk som en sammanvägning av sannolikheten för en händelse och de negativa konsekvenser som händelsen kan leda till. I likhet med Ekvation [1] från Garrick och Kaplan (1981) innehåller definitionen från MSB (2011) kombinationen av sannolikhet och konsekvens, men med skillnaden att konsekvenserna ska vara negativa. I rapporten kommer definitionen av risk som en kombination av sannolikhet och konsekvens att användas, eftersom denna definition matchar åtgärdernas funktion av att antingen reducera sannolikheten för en olyckshändelse eller konsekvensen av olyckshändelsen alternativt kombinationen av båda dessa enligt Davidsson et al. (1997). Dessutom lägger vald definition stor tyngdpunkt på konsekvensdelen av risken, eftersom definitionen endast består av beståndsdelarna sannolikhet och konsekvens, vilket är lämpligt då analysen avgränsas till åtgärdernas konsekvensreducerande effekt.

2.2 Riskhanteringsprocessen

Riskhanteringsprocessen består av de tre centrala stegen riskanalys, riskvärdering och riskreduktion/kontroll, vilka illustreras i Figur 1 (J. Nilsson, 2003).



Figur 1. Riskhanteringsprocessen (International Electrotechnical Commission [IEC], 1995). Översatt av J. Nilsson (2003). Figur av Martin Thomasson.

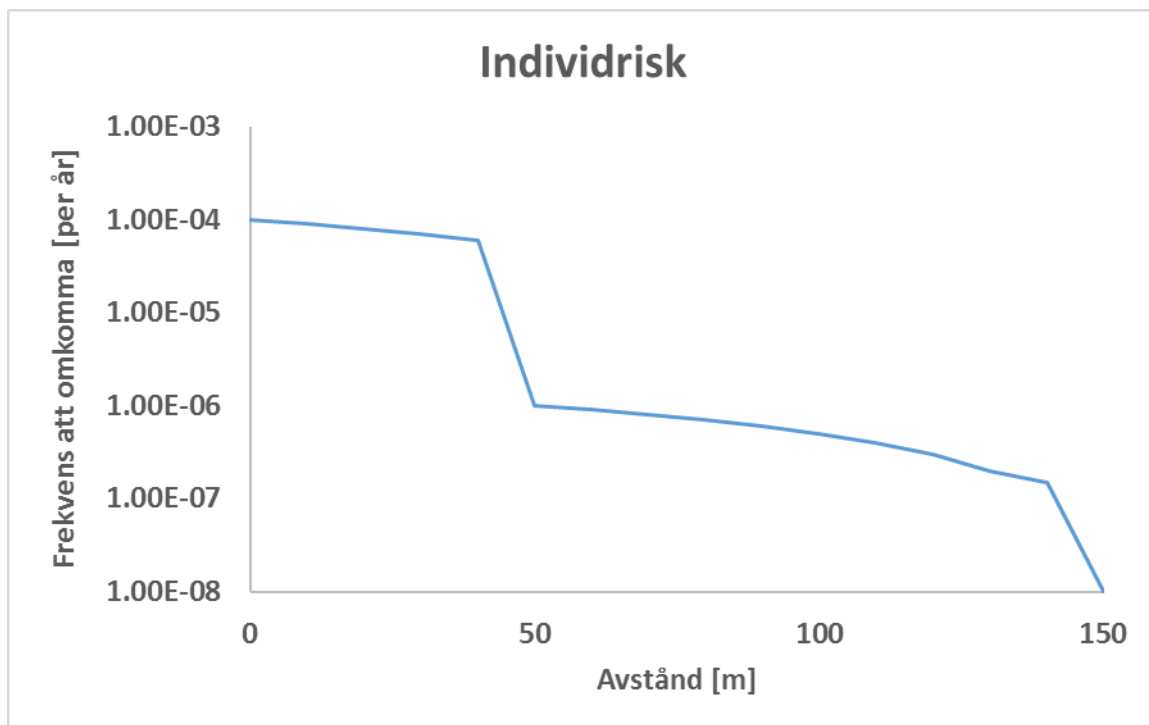
2.2.1 Riskanalys

Riskanalyser beskriver var och hur olyckor kan inträffa, hur ofta de kan ske och vilka potentiella konsekvenser som kan uppstå. Beskrivningarna kan utgå från deterministiska (konsekvensbaserade) metoder vilka endast fokuserar på värsta tänkbara konsekvens av olycksscenarioer alternativt från probabilistiska (riskbaserade) metoder vilka tar hänsyn till såväl sannolikhet som konsekvens av olycksscenarioer. Analyserna kan ske kvalitativt, semi-kvantitativt eller kvantitativt beroende på syfte med analysen, tillgängliga resurser och skede av riskhanteringsprocessen. Kvalitativa riskanalyser kallas ofta för grovanalyser medan kvantitativa riskanalyser ofta benämns med förkortningar såsom QRA (Quantitative Risk Analysis) eller PRA (Probabilistic Risk Analysis). I kvantitativa riskanalyser presenteras beräknade risknivåer ofta i form av olika mått för individrisk och samhällsrisk, vilka avslöjar riskens storlek och specifika karaktär (Davidsson et al., 2003).

2.2.1.1 Individrisk

Individrisken avser sannolikheten för en individ att omkomma inom effektzonen för en eller flera olyckor om individen befinner sig på en och samma plats under ett år. Risken är därmed platsspecifik och uttrycks som frekvensen att omkomma per år, samt påverkas inte av antalet personer som befinner sig inom området för olyckan. Syftet med riskmättet är att visa på att enskilda individer inte utsätts för icke tolerabla risknivåer. Individrisken presenteras i form av individriskprofiler som visar frekvensen för en fiktiv individ att omkomma per år som en funktion av avståndet från riskkällan (Center for Chemical Process Safety [CCPS], 1995).

I Figur 2 presenteras ett exempel på en individriskprofil.

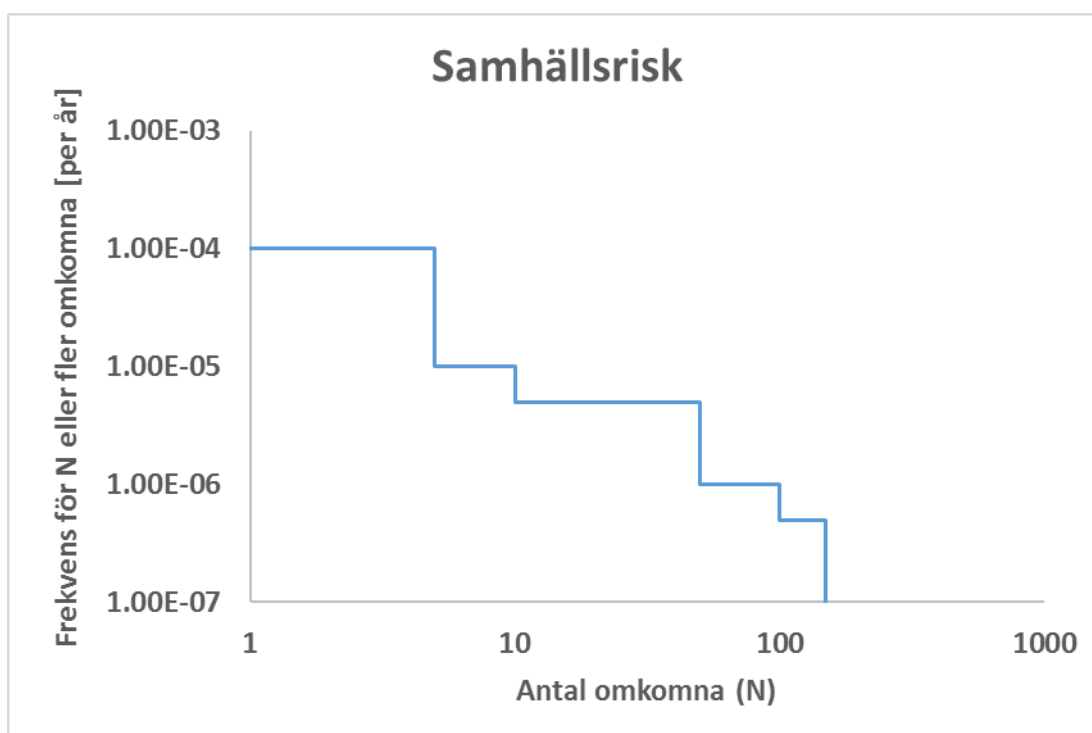


Figur 2. Individriskprofilen visar frekvensen för en fiktiv individ att omkomma per år som en funktion av avståndet från riskkällan. Figur av Martin Thomasson.

2.2.1.2 Samhällsrisk

Samhällsrisk avser risken för en grupp människor som befinner sig inom effektzonen för en eller flera olyckor och tar hänsyn till antalet personer som kan påverkas av olyckan. Syftet med riskmättet är att visa på att befolkningen inom ett område inte utsätts för icke tolerabla risknivåer. Samhällsrisk presenteras ofta i form av F/N kurvor som visar den ackumulerade frekvensen (F) för antalet omkomna (N) per år. Risk kan även presenteras som ett förväntat antal omkomna per år till följd av olyckan (CCPS, 1995).

I Figur 3 presenteras ett exempel på en F/N kurva.



Figur 3. F/N kurvan visar den ackumulerade frekvensen (F) för antalet omkomna (N) per år. Figur av Martin Thomasson.

2.2.2 Riskvärdering

Riskvärdering innefattar att beslut tas om den beskrivna risken. För att göra värderingen används ofta riskkriterier, vilka kan bestå av fastställda risknivåer som den beskrivna risken jämförs mot. På grund av riskers mångdimensionella karaktär blir dock beslut baserade på enbart risknivåer ofta komplicerade, eftersom dessa inte säger något om den upplevda risken eller om vilken nytta som riskkällan ger upphov till. Riskkriterier kan därför ses som en sorts vägledning för denna värdering och för att resultat från riskanalyser ska kunna kommuniceras till beslutsfattare är det av stor betydelse att det finns ett gemensamt synsätt för skapandet och tillämpningen av dessa kriterier (Davidsson et al., 2003).

Nedan presenteras principer för utformning av riskkriterier enligt Davidsson et al. (2003).

Rimlighetsprincipen säger att risker som med rimliga medel kan elimineras eller reduceras ska åtgärdas oavsett risknivå.

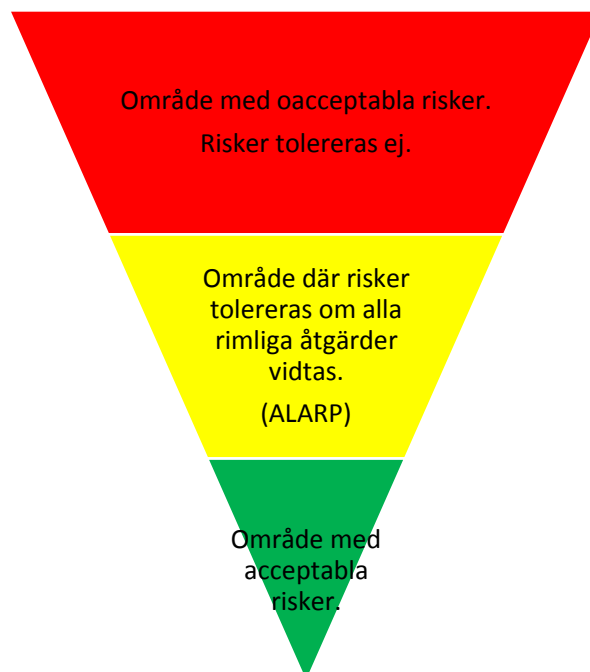
Proportionalitetsprincipen säger att risker inte bör vara oproportionerligt stora i förhållande till nyttan som riskerna medför.

Fördelningsprincipen säger att risker ska vara skäligt fördelade inom samhället i förhållande till de fördelar som riskerna medför.

Principen om undvikande av katastrofer säger att risker hellre bör omfatta olyckor med hanterbara konsekvenser än stora katastrofer.

Riskkriterier skiljer sig idag mellan olika länder och i Sverige finns inte några nationellt fastställda kriterier för riskvärdering, dock används internationellt ofta två nivåer för såväl individ- som samhällsriskkriterier. Dessa nivåer består av en övre nivå över vilken riskerna anses vara ej acceptabla och en undre nivå under vilken riskerna kan anses vara acceptabla, vilket skapar tre riskområden (Davidsson et al., 2003).

I Figur 4 redovisas risknivåer och riskområden enligt Davidsson et al. (2003).



Figur 4. Riskområden och risknivåer för acceptabel risk (Davidsson et al., 2003). Området mellan risknivåerna kallas för ALARP, vilket betyder As Low As Reasonably Practicable enligt dessa författare. Figur av Martin Thomasson.

Konsultfirman Det Norske Veritas (DNV) har utarbetat förslag på kriterier för värdering av risk. Dessa kriterier grundar sig på en omfattande analys av riskkriterier både nationellt och internationellt och utgörs av fastställda risknivåer för risken (Davidsson et al., 1997).

Enligt ovanstående författare föreslås nedanstående risknivåer för individrisk:

- Övre gräns för risker som under vissa förutsättningar kan tolereras 10^{-5} per år
- Övre gräns för risker som kan anses vara små 10^{-7} per år

Riskenivåerna gäller enligt författarna ovan för en enskild individ som befinner sig i anslutning till en riskkälla såsom en väg där det transporteras farligt gods och redovisas som frekvensen för att den enskilde individen ska omkomma på ett visst avstånd från vägsträckan.

Enligt ovanstående författare föreslås nedanstående risknivåer för samhällsrisk:

- Övre gräns för risker som under vissa förutsättningar kan tolereras
 $F=10^{-4}$ per år för $N=1$
- Övre gräns för risker som kan anses vara små
 $F=10^{-6}$ per år för $N=1$
- Lutning på FN-kurva: -1

Riskenivåerna gäller enligt författarna ovan för sambandet mellan frekvensen för att en olycka ska inträffa och konsekvensen av olyckan, vilken vanligen mäts i antal omkomna individer.

2.2.3 Riskreduktion/kontroll

Med utgångspunkt från riskanalysen ges ofta förslag på åtgärder för att reducera risken (Davidsson et al., 2003). Enligt dessa författare kan riskreducerande åtgärder antingen reducera sannolikheten för att olyckan ska inträffa eller konsekvensen av olyckan om den inträffar, alternativt kombinationen av dessa två.

2.2.3.1 Riskreducerande åtgärder

Riskreducerande åtgärder kan omfattas av tekniska lösningar, säkerhetsledningssystem och omgivningstekniska lösningar (Davidsson et al., 2003). Enligt dessa författare finns ett antal principer för riskreducerande åtgärder, vilka presenteras nedan.

Inbyggd säkerhet innebär att risker reduceras genom att riskkällor elimineras eller reduceras, vilket kan ske genom utbyte till mindre farliga ämnen, reduktion av volym eller mängd, lägre tryck eller temperatur eller förenkling som ger färre tekniska och mänskliga fel.

Olycksförebyggande åtgärder innebär att sannolikheten för att en viss olycka ska inträffa reduceras genom att tillförlitligheten hos ingående komponenter förbättras, ingripande eller övervakande system införs eller genom att förbättra instruktioner och utbildning för personal.

Preventiva skadebegränsande åtgärder innebär att konsekvensen av en viss olycka reduceras genom förebyggande åtgärder i form av exempelvis invallningar, inneslutningar, säkerhetsavstånd, skyddsutrustning och aktiva eller passiva brandskyddssystem.

Akuta skadebegränsande åtgärder består av åtgärder som vidtas efter att en olycka inträffat och innebär att konsekvensen av en viss olycka reduceras genom åtgärder i form av exempelvis larmrutiner, utrymning, samt andra räddnings- och bekämpningstjänster.

2.2.4 Hantering av osäkerheter

Syftet med hanteringen av osäkerheter är att klargöra analysresultatets osäkerheter för användarna av riskanalysen (beslutsfattarna), samt att redogöra för graden av osäkerhet i resultatet och fastställa om denna är acceptabel eller ej. Det finns två grundläggande typer av osäkerhet i form av epistemisk (kunskapsbaserad) och stokastisk (slumpbaserad) osäkerhet, vilken även kallas för naturlig variation. Den huvudsakliga skillnaden mellan dessa två typer av osäkerhet är att den kunskapsbaserade är möjlig att reducera genom att inhämta mer information medan den naturliga variationen inte går att reducera (Abrahamsson, 2002).

Osäkerhet i kvantitativa riskanalyser kan härstamma från tre olika grupper av osäkerhet. Första gruppen utgörs av osäkerheter i ingående variabler i analysen beroende på bristande kunskap om variablernas värden eller på naturlig variation. Andra gruppen består av modellosäkerheter och de förenklingar som använda modeller ger upphov till. Tredje gruppen av osäkerheter utgörs av osäkerheter vilka härstammar från ofullständighet på grund av att samtliga bidragande riskfaktorer inte kan inkluderas i analysen (Abrahamsson, 2002).

2.2.4.1 Känslighetsanalys

Hantering av första gruppens osäkerhet i form av variabelosäkerhet kan ske genom känslighetsanalys. En känslighetsanalys identifierar de viktigaste indataparametrarna i analysen, vilka har störst påverkan på resultatet. Metoden går ut på att en parameter varieras åt gången medan övriga hålls konstanta. Beroende på storleken i variation hos resultatet kan parameterns betydelse fastställas. Analysen säger inte hur stor osäkerheten för den varierade parametern i sig är utan endast hur stor dess inverkan är på resultatet (Abrahamsson, 2002).

2.3 Riskhantering i fysisk planering

Riskhantering inom fysisk planering regleras av lagstiftning som presenteras nedan.

2.3.1 Plan- och bygglagen (2010:900)

Plan- och bygglagen (PBL) tar hänsyn till risker i samhällsplaneringen genom att fastslå att byggnation ska ske på lämplig mark med hänsyn till människors hälsa och säkerhet (2 kap. 5§ PBL 2010:900). Lämplighetsprövningen sker i form av detaljplaner, vilka upprättas av kommunen för att pröva markens lämplighet för bebyggelse (4 kap. 2§ PBL 2010:900). Vid upprättandet av detaljplaner är kommunen skyldig att samråda med bland annat Länsstyrelsen vilka har ett särskilt ansvar för att hänsyn tas till människors hälsa eller säkerhet eller risken till olyckor vid planeringen (5 kap. 14§ punkt 4 PBL 2010:900). Länsstyrelsen har även ett ansvar att granska planförslag med hänsyn till människors hälsa eller säkerhet eller risken för olyckor (5 kap. 22§ punkt 5 PBL 2010:900). Om detaljplanen antas kunna medföra betydande miljöpåverkan ska miljöbalken tillämpas (4 kap. 34§ PBL 2010:900).

2.3.2 Miljöbalken (1998:808)

Miljöbalken (MB) förespråkar en hållbar utveckling med syfte att säkerställa en god och hälsosam miljö för kommande generationer (1 kap. 1§ MB 1998:808). Lagen ställer krav på myndigheter att göra en miljöbedömning vid upprättande av plan för markanvändning (6 kap. 11§ MB 1998:808). Miljöbalken fastslår även att en miljökonsekvensbeskrivning (MKB) ska upprättas inom ramen för miljöbedömningen av planen (6 kap. 12§ MB 1998:808). I en MKB görs en samlad bedömning av effekterna från planerad markanvändning på människa och miljö, vilken sedan ligger till grund för beslut om att vidta skyddsåtgärder (6 kap. 12§ MB 1998:808). Riskanalyser utgör en viktig del av en MKB och granskas av Länsstyrelsen i syfte att bedöma om planerad markanvändning är lämplig utifrån människors hälsa och säkerhet, vilket gör att dessa får en avgörande roll som beslutsunderlag vid frågor som rör planering av transport av farligt gods (Stenberg, 2007).

2.3.3 Lagen om transport av farligt gods (2006:263)

I Sverige regleras transport av farligt gods på väg genom Lagen (2006:263) om transport av farligt gods, vilken syftar till att förebygga, hindra eller begränsa skador på liv, hälsa, miljö eller egendom orsakade av transporter. Förordningen (2006:311) om transport av farligt gods anger ansvariga myndigheter för transporter. Myndigheten för samhällsskydd och beredskap (MSB) ger ut föreskrifter vid namn ADR-S vilka detaljreglerar vägtransport av farligt gods inom landet (MSBFS 2015:1). Dessa föreskrifter baseras på en europeisk överenskommelse som kallas ADR (European Agreement Concerning the International Carriage of Dangerous Goods by Road), vilken ska tillämpas nationellt i respektive land som är bundet av överenskommelsen enligt EU-direktiv (Envall, 1998). Enligt regelverket från ADR avser transport förflyttning av gods med ett transportmedel, samt lastning, lossning och kortare förvaring av godset i samband med förflyttningen (Envall, 1998). Farligt gods definieras som gods som består av eller innehåller ämnen och produkter vilka har sådana farliga egenskaper att de kan orsaka skada på liv, hälsa, miljö eller egendom om godset inte hanteras rätt under transport (Envall, 1998). Föreskrifterna från MSB reglerar hanteringen av farligt gods på detaljnivå och redogör bland annat för krav på förarutbildning, förpackning och fordonskonstruktion, samt redovisar en klassificering av godset (MSBFS 2015:1).

2.3.3.1 *Klasser av farligt gods*

Klassificering av farligt gods som transporteras på väg sker enligt givna ADR-S föreskrifter (MSBFS 2015:1). I Tabell 4 redovisas beskrivningen av olika klasser och riskgrupper.

Tabell 4. Beskrivning av ADR-S klasser och riskgrupper för transport av farligt gods på väg.

ADR-S klass	ADR-S riskgrupp/delklass	Typ av farligt gods
Klass 1		Explosiva ämnen och föremål.
	Riskgrupp 1.1	Ämnen och föremål med risk för massexplosion (= en explosion som påverkar i princip hela lasten samtidigt).
	Riskgrupp 1.2	Ämnen och föremål med risk för splitter och kaststycken men inte för massexplosion.
	Riskgrupp 1.3	Ämne och föremål med risk för brand och mindre risk för splitter, tryckvåg och kaststycken, men inte för massexplosion.
	Riskgrupp 1.4	Ämnen och föremål med endast obetydlig explosionsrisk i händelse av antändning eller initiering under transport.
	Riskgrupp 1.5	Mycket okänsliga ämnen med risk för massexplosion men med mycket liten sannolikhet för initiering eller från övergång från brand till detonation under normala transportförhållanden.
	Riskgrupp 1.6	Extremt okänsliga föremål utan risk för massexplosion.
Klass 2		Gaser
	Delklass 2.1	Brandfarliga gaser.
	Delklass 2.2	Ikke brandfarliga, icke giftiga gaser.
	Delklass 2.3	Giftiga gaser.
Klass 3		Brandfarliga vätskor
Klass 4.1		Brandfarliga fasta ämnen, självreaktiva ämnen och fasta okänsliggjorda explosivämnen
Klass 4.2		Självantändande ämnen

Klass 4.3		Ämnen som utvecklar brandfarlig gas vid kontakt med vatten
Klass 5.1		Oxiderande ämnen
Klass 5.2		Organiska peroxider
Klass 6.1		Giftiga ämnen
Klass 6.2		Smittförande ämnen
Klass 7		Radioaktiva ämnen
Klass 8		Frätande ämnen
Klass 9		Övriga farliga ämnen och föremål

Beskrivningen av klasser och riskgrupper i Tabell 4 baseras på MSBFS 2015:1.

2.4 Riskanalys för transport av farligt gods

Riskanalyser kan utföras med olika detaljeringsgrad beroende på syfte, mål, metod och förutsättningar för analysen. Vid översiktsplanering kan en grovanalys genomföras vilken består av en beskrivande text och en övergripande värdering om risken är stor eller liten medan detaljplanering kan kräva fördjupade analyser där kvantitativa risknivåer beräknas för att kunna ta beslut i frågor gällande risken från transport av farligt gods (Sandström, 2012).

Nedan beskrivs genomförandet av en kvantitativ riskanalys för vägtransport av farligt gods.

2.4.1 Riskidentifiering

Först beskrivs och avgränsas systemet som ska analyseras och de risker som transporten kan orsaka identifieras (A. Nilsson, 2005). Avgränsningarna kan göras efter typ av farligt gods, geografiskt område, samt skyddsvärda objekt (Envall, 1998). För att ta fram olycksscenarioer för riskanalysen görs en flödesanalys för att utreda mängderna av de olika ADR-S klasserna som transporteras på vägen (A. Nilsson, 2005). Utifrån analysen väljs ett antal ADR-S klasser ut som bakgrund till de olycksscenarioer som behandlas i riskanalysen (A. Nilsson, 2005).

2.4.2 Frekvensberäkning

För att beräkna frekvenser för de olycksscenarioer som beaktas i riskanalysen beräknas en olycksfrekvens för vägsträckan. Olycksfrekvensen uttrycks som det förväntade antalet trafikolyckor med farligt gods per år på vägsträckan. För att beräkna denna olycksfrekvens behövs information om det genomsnittliga antalet fordon som passerar på vägen under ett dygn, vilket kallas för årsmedeldygnstrafik (ÅDT), antalet singel- och kollisionsoolyckor som inträffar på vägen under ett år och antalet transporter skyltade med farligt gods som i genomsnitt passerar på vägen per dygn. Denna information används i en beräkningsmodell för olycksfrekvensen för vägsträckan (Väg- och transportforskningsinstitutet [VTI], 1996).

2.4.3 Konsekvensbedömning

För att bedöma konsekvenserna av olycksscenarioerna i riskanalysen görs beräkningar av inom vilka avstånd människor omkommer eller skadas från olycksplatserna. Dessa avstånd kallas för konsekvensavstånd och baseras bland annat på spridningsberäkningar av gasutsläpp. Genom konsekvensanalysen tas bland annat hänsyn till omgivning, befolkningstäthet, markförhållanden, typ av ämne, väglängd, samt väder- och vindförhållanden (VTI, 1996).

2.4.4 Riskberäkning

Riskberäkningen sker i form av beräknad individ- och samhällsrisk för transporten. Beräknad individrisk innehåller en sammanvägning av olycksfrekvens och konsekvensavstånd för en olycka med transport av farligt gods, samt korrigeras för spridningsvinkel och längd på vägsträckan. Samhällsrisk som tas fram beaktar konsekvensavstånd och befolkningstäthet för området kring vägen, samt andel personer inomhus respektive utomhus (Sanglén, 2005).

2.4.5 Riskvärdering för transport av farligt gods

I Sverige saknas nationellt fastställda kriterier för värdering av risknivåer för transport av farligt gods, dock föreslås att riskkriterier utarbetade av DNV ska vara giltiga även för dessa transporter. Problemet som uppstår vid värdering av samhällsrisk är att denna blir större ju större område som beaktas vid analysen. På grund av detta föreslås att riskkriterier från DNV för samhällsrisk baseras på en vägsträcka på 1 km, eftersom denna sträcka anses motsvara olycksutbredningen från en industriell anläggning (Davidsson et al., 1997).

2.4.6 Riskreducerande åtgärder för transport av farligt gods

Riskreducerande åtgärder behöver vidtas vid nybyggnad eller ändring av befintlig bebyggelse i anslutning till transportleder av farligt gods om bebyggelsen planeras innanför normalt rekommenderade skyddsavstånd (Envall, 1998). Åtgärderna kan enligt denne författare medföra en möjlighet att exploatera mark i närheten av transportleder genom att verifiera att säkerhetsnivån upprätthålls då olika intressen ska vägas mot varandra. Nedan presenteras indelningen av åtgärderna enligt denne författare:

- Larmsystem, varningssystem och insatsplaner
- Vägvalsstyrning
- Vägutformning
- Uppställningsplatser
- Landskapsutformning (topografi, vallar, murar och vegetation)
- Byggnadstekniska åtgärder (fasadmaterial, väggkonstruktion, fönster och ventilation)
- Täta diken och uppsamlingsanordningar
- Räddningstjänstens beredskap och utrustning

Säkerhetshöjande åtgärder kan även indelas i åtgärdsgrupper vilka kan regleras i detaljplan (Boverket & Räddningsverket, 2006):

- Markåtgärder
- Separations/barriäråtgärder
- Utformningsåtgärder
- Fasadåtgärder

Gestaltningen av åtgärderna är viktig för att dessa ska integreras i den fysiska planeringen och uppnå sin avsedda funktion. Exempelvis kan en skyddsmur skapa otrygghet om denna inte gestaltas på ett omsorgsfullt sätt. Hastighetsdämpande åtgärder bedöms även vara betydelsefulla eftersom hastigheten har stor påverkan vid trafikolyckor (Sandström, 2012).

2.5 Spridning av gas

Vid en olycka innefattandes transport av giftig gas kommer spridningen av gasen att påverka konsekvenserna av olyckan. En grundläggande beskrivning av spridning av gas följer nedan.

2.5.1 Gas

En gas är ett ämne som vid 50 grader Celsius har ett ångtryck över 300 kPa eller är fullständigt gasformigt vid 20 grader Celsius och atmosfärstryck (MSBFS 2015:1). Giftiga gaser definieras som gaser som är kända för att vara tillräckligt giftiga eller frätande för att utgöra en hälsofara för människan (MSBFS 2015:1). Exempel på gaser inom denna ämnesklass är ammoniak, svaveldioxid och klor (Envall, 1998).

Tryckkondenserad gas lagras under tryck i vätskeform vid en temperatur som är högre än dess kokpunkt. En viss del av lagringstanken består dock av gas, vilket gör att utströmningen från tank beror på var hålet på tanken är beläget. Om hålet är beläget under vätskenivån sker utströmningen i vätskefas, om hålet är beläget över vätskenivån sker utströmningen i gasfas och om hålet är beläget precis i vätskenivån sker en så kallad tvåfasutströmning där båda faser förekommer. Vid utströmning i vätskefas förångas vätskan till gas (Fischer et al., 1998).

Då gasen har större molvikt än den omgivande luften kommer gasen att sjunka till marken och spridas horisontellt under inflytande av gravitationen. Detta gör att gasen är att betrakta som en tung gas. När gravitationens inverkan på spridningen upphör på grund av att molnet späds ut med omgivande luft och blir lättare kommer vinden att styra den fortsatta spridningen av gasmolnet, vilket kallas för passiv spridning. För lätta gaser vilka har en molvikt som är mindre än den omgivande luften styr den passiva spridningen gasmolnets utbredning. Ett exempel på tung gas respektive lätt gas utgörs av svaveldioxid respektive vätgas (Bakkum et al., 2005).

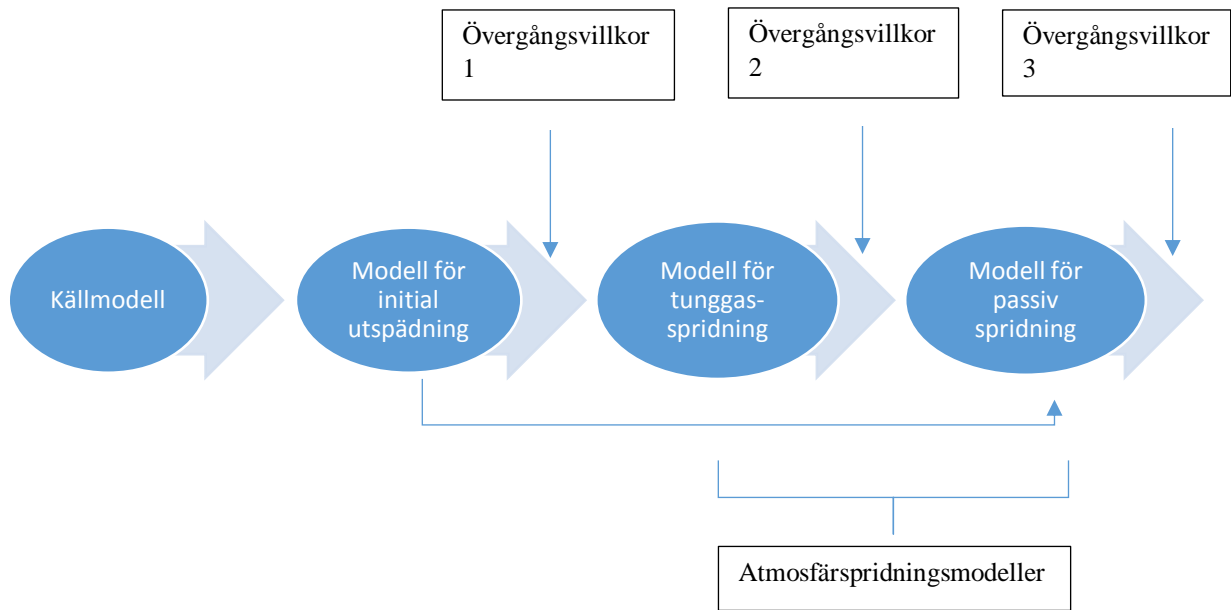
2.5.2 Utsläpp

Det finns två typer av gasutsläpp till atmosfären; momentana utsläpp och kontinuerliga utsläpp. Momentana utsläpp sker när gas släpps ut i atmosfären under en kort tidsperiod, varvid ett moln bildas som sprids med vinden och samtidigt utvidgas. Kontinuerliga utsläpp sker när utsläppet pågår under en längre tidsperiod varvid molnet antar formen av en plyn som slingrande sprider sig från utsläppspunkten (Fischer et al., 1998).

2.5.3 Spridningsmodell

Spridning av gas beskrivs av en gaussisk spridningsmodell, vilken utgör grunden till olika delmodeller som beskriver delprocesserna i ett spridningsförlopp. Kedjan av delmodeller sammanlänkas med övergångsvillkor för olika atmosfärspridningsmodeller. Dessa spridningsmodeller utgörs av en modell för tunggasspridning och en modell för passiv spridning. Både tunggasspridning och passiv spridning beskrivs därmed båda av den gaussiska spridningsmodellen. Tunggasmodellen tillämpas på ett tungt gasmoln då spridningen styrs av gravitationen medan den passiva modellen tillämpas då spridningen styrs av vinden (Fischer et al., 1998).

I Figur 5 illustreras kedjan av delmodeller för spridningsförloppet enligt Fischer et al. (1998).



Figur 5. Kedja av modeller med övergångsvillkor i spridningsberäkning (Fischer et al., 1998). Figur av Martin Thomasson.

Källmodellen beskriver spridningen från utsläppskällan och beaktar de mest grundläggande faktorerna såsom utsläppt mängd och massflöde. Därefter används den initiala spridningsmodellen, vilken beskriver spridning orsakad av källan själv utan atmosfärens påverkan. Modellen har sin startpunkt i utsläppspunkten vid källan och används för att bestämma de initiala dimensionerna på plymen. Den gaussiska modellen antar en normalfördelad koncentration där standardavvikelserna utgör den initiala höjden respektive bredden på plymen. Slutresultatet från modellen för den initiala utspädningen utgör övergångsvillkor 1, vilket består av de initiala måtten på plymen, samt startpunkt för atmosfärspridningsmodellen. Då lite är känt om den initiala utspädningsprocessen sätts startpunkten för atmosfärspridningsmodellen i källpunkten (Fischer et al., 1998).

Modellen för atmosfärspridning utgörs antingen av modell för passiv spridning eller av en kombination bestående av modell för tunggasspridning och modell för passiv spridning. Övergångsvillkor 2 avgör om modell för tunggasspridning är tillämpbar. Detta villkor består av ett avståndsvillkor inom vilket tunggasmodellen är giltig. Uppfylls inte avståndsvillkoret används modell för passiv spridning direkt, vilket symboliseras av pilen i Figur 5. Den passiva spridningsmodellen är inte heller giltig efter ett visst avstånd från punkt där modellen anses börja gälla, vilket utgör övergångsvillkor 3 (Fischer et al., 1998).

2.5.4 Parametrar som påverkar spridningsförloppet

Bortsett från parametrar som härrör från själva utsläppskällan såsom massflöde och utsläppt mängd påverkas spridningen främst av vindens hastighet och riktning, samt omgivningen. Turbulens definieras som avvikelser från medelvindens riktning och hastighet och bildas när vinden kommer i kontakt med ett underlag. Beroende på underlagets skrovlighet (ojämnhet) kommer vinden närmast underlaget att bromsas upp, vilket ger upphov till en horisontell hastighetsskillnad mellan luftpaketen närmast marken och luftpaket högre upp. När luftpaket med högre hastighet uppifrån byter plats med luftpaket med lägre hastighet underifrån skapas horisontella avvikelser av medelvindens hastighet och riktning, vilket gör att underlaget genererar turbulens. Desto mer ojämnt underlaget är, det vill säga desto större skrovligheten är för underlaget desto mer turbulens skapas. Turbulenta virvlar mindre än molnet eller plymen orsakar utspädning av gasen och gör att koncentrationerna minskar på grund av att turbulensen blandar in ren luft från omgivningen (Fischer et al., 1998).

Skrovlighetslängden anger graden av skrovlighet och är en längdskala för hur stor den vertikala förflyttningen blir av gasen som sprids (B. Andersson, personlig kommunikation, 22 november, 2016). Den gaussiska spridningsmodellen tar hänsyn till skrovlighetslängden för underlaget, vilken har en direkt koppling till turbulensens tillväxt genom att denna ökar med ökad skrovlighetslängd (Fischer et al., 1998). I Tabell 5 presenteras skrovlighetslängd för underlag med olika typer av vegetation och bebyggelse, vilka används i spridningsmodellen.

Tabell 5. Skrovlighetslängd för underlag med olika typer av vegetation och bebyggelse.

Skrovlighetslängd [m]	Vegetation	Bebyggelse
0,03	Öppet landskap (slätt, äng)	-
0,1	Små skogspartier, alléer	Enstaka byar och småstäder
0,25	Plantering med stora grödor	-
0,4	Stora skogspartier, alléer	Frekventa byar och småstäder
0,5	Gles skog	Mindre stad
1	Tät skog	Stad

Värden på skrovlighetslängd i Tabell 5 baseras på Engblom Wallberg (2009); Fischer et al. (1998); Bakum et al. (2005).

Turbulensens intensitet påverkas även av så kallade buoyancy-krafter, vilka är de lyftkrafter som accelererar varm luft uppåt och kall luft nedåt. Skiktningen av atmosfären, vilket är lufttemperaturens förändring som en funktion av höjden påverkas av dessa lyftkrafter. Stabil skiktning uppstår då vertikalförflyttningar av luft motverkas av buoyancy-krafterna, vilket dämpar turbulensen och orsakar mindre spridning av gasen. Instabil skiktning uppstår då vertikalförflyttningarna av luften förstärks av buoyancy-krafterna, vilket ökar turbulensen och orsakar större spridning av gasen. Mellanläget för spridningen uppstår vid neutral skiktning då luftens temperaturförändring i höjded led sammanfaller med temperaturvariationen för omgivningen, vilket gör att det inte skapas någon större förändring av turbulensen. För att stabilitetsklassificera atmosfären används de så kallade Pasquill-klasserna, vilka representerar turbulensnivån genom ett antal klasser mellan A till F där klass A står för förhållanden som orsakar störst spridning och klass F för förhållanden som orsakar minst spridning av gasen (Fischer et al., 1998).

I Tabell 6 presenteras stabilitetsklasser för olika atmosfärsförhållanden.

Tabell 6. Beskrivning av stabilitetsklasser.

Stabilitetsklass	Beskrivning av atmosfärsförhållanden
A	Extremt instabil
B	Måttligt instabil
C	Svagt instabil
D	Neutral
E	Svagt stabil
F	Måttligt – Extremt stabil

Beskrivningar av Pasquill-klasser i Tabell 6 baseras på Fischer et al. (1998).

Vid stabila atmosfärsförhållanden sker en liten utspädning av gasen, vilket skapar större koncentrationer på längre avstånd från utsläppskällan. Samtidigt blir ytan på molnet, och därmed även spridningen, mindre. Vid instabila atmosfärsförhållanden sker en stor utspädning av gasen, vilket successivt minskar koncentrationerna av gasen när avståndet från utsläppskällan ökar. Ytan på molnet, och därmed också spridningen, blir samtidigt större. Högst koncentrationer av gasen fås följaktligen vid stabila atmosfärsförhållanden även om spridningen blir större vid instabila atmosfärsförhållanden (B. Andersson, personlig kommunikation, 14 december, 2016).

Topografin påverkar spridningen genom att vinden naturligt följer denna och anpassar sig för exempelvis en kulle genom att beroende på skiktning antingen ta sig runt eller över kullen. Vid stabil skiktning kommer buoyancy-krafternas motverkan av luftens vertikala förflyttning i högre grad tvinga luften runt kullen medan instabil skiktning innebär att luften tenderar att ta sig över kullen istället. Då luftströmningen delas upp av ett hinder i topografin kan den horisontella spridningen öka (Fischer et al., 1998).

Utsläppshöjden påverkar främst spridningen i närheten av utsläppskällan då det tar viss tid för den utsläppta gasen att blandas ner till marknivån. Längre bort från källan ökar omblandningen och utsläppshöjden spelar mindre roll. Tung gas sjunker till dess att luftinblandning utjämnat densitetsskillnaden (Fischer et al., 1998).

2.5.5 Toxikologiska effekter

De toxikologiska effekterna av exponering för gaser beskrivs som en funktion av koncentrationen (Fischer et al., 1998). Olika gränsvärden för koncentrationen används för att beskriva den akuta giftigheten för gasen (Fischer et al., 1998). Vanligtvis används gränsvärdet LC₅₀ (Lethal Concentration 50 %), som säger vid vilken koncentration halva den exponerade befolkningen omkommer (Fischer et al., 1998) och IDLH (Immediate Dangerous to Life and Health), vilket är den koncentration som vid exponering innebär omedelbar fara för människors liv och hälsa eller som ger upphov till irreversibla skador (The National Institute for Occupational Safety and Health [NIOSH], 1994). Den toxiska effekten beror även på upptagen dos av gasen, vilken påverkas av exponeringstiden, exponeringsvägen (hud, ögon eller inhalation) och fysisk aktivitet (Fischer et al., 1998). Exponeringstiden styrs i sin tur av om människor befinner sig inomhus eller utomhus, samt av deras uppfattningsförmåga och möjligheter att sätta sig i skydd (A. Nilsson, 2005). Här påverkar den toxiska substansens förnimbarhetsgräns exponeringen, då en låg förnimbarhetsgräns från exempelvis ett toxiskt ämne med skarp lukt gör att människor har större möjlighet att uppfatta faran i tid och sätta sig i säkerhet jämfört med om förnimbarhetsgränsen är hög (A. Nilsson, 2005).

2.5.6 Doseringsmodell

Doseringen av en gas påverkas av koncentrationen, vilken varierar under exponeringstiden för en given geografisk punkt. På grund av att dosen av gasen inte förhåller sig linjärt till exponeringstiden kan inte en genomsnittlig dos beräknas för hela exponeringsperioden utan spridningsförloppet behöver delas in i olika tidssteg för vilka doseringsbidrag beräknas baserat på en genomsnittlig koncentration för varje specifikt tidssteg. För att beräkna doseringen för den totala exponeringstiden summeras sedan doseringsbidragen från varje tidssteg ihop till en total dos för hela exponeringsperioden. Denna totala dos används sedan i beräkningar av skadeutfall (Fischer et al., 1998).

2.5.7 Inläckning i byggnader

Vistelse inomhus i vanliga byggnader kan reducera dosen av giftig gas som exponerade människor utsätts för eftersom koncentrationerna inomhus är lägre än utomhus på grund av den relativt långsamma luftomsättningen, vilket gör att gasmolnet hinner passera innan luften tas in i byggnaden. Eftersom dosen gas bestämmer konsekvenserna av exponeringen och beror på koncentrationen samt exponeringstiden erhålls mildare konsekvenser vid låga koncentrationer under längre tid. Därför minskar konsekvenserna för människor som vistas inomhus med minskad luftomsättning under tiden som gasmolnet passerar byggnaden. Gas adsorberas även av material i golv, väggar, tak och inredning, vilket gör att exponeringen inomhus minskar med större inomhusyta samt tätare fasader (Karlsson, 1994).

Avstängd ventilation, samt stängda dörrar och fönster gör att en lägre koncentration erhålls inomhus då mindre gas hinner läcka in i byggnaden. När gasmolnet passerat byggnaden finns en viss mängd gas kvar inomhus som behöver ventileras ut då gasmolnet med säkerhet har passerat. Eftersom koncentrationerna vid ett utsläpp av tung gas är störst nära marken kan dessutom ett högt beläget friskluftsintag på läsidan av en byggnad ge en ökad skyddseffekt (Fischer et al., 1998).

Förutom friskluftsintagets placering på byggnaden påverkas dosen inomhus av tiden det tar för gasmolnet att passera byggnaden, ventilationen under tiden som gasmolnet passerar, samt ventilationen efter att gasmolnet har passerat. Tiden det tar för gasmolnet att passera beror i sin tur på vilket avstånd från utsläppskällan som byggnaden i sig är belägen. Likaså beror ventilationen på typ av luftintag, ålder på byggnaden, väderförhållanden och öppnandet och stängandet av dörrar och fönster. Under tiden som gasmolnet passerar bör ventilationen vara låg i syfte att få in så lite gas som möjligt i byggnaden medan ventilationen bör vara hög när gasmolnet med säkerhet har passerat för att kvarvarande gas inomhus ska ventileras ut fortare (Ale & Uijt de Haag, 2005).

2.5.8 Gasströmning runt byggnader

På läsidan av en byggnad uppstår ett område med lägre tryck vilket orsakar att vinden och luftströmningen suges ner bakom byggnaden där det bildas en lävirvel ända ner till marken (Fischer et al., 1998). Detta område kallas för en recirkulationszon och karakteriseras av stor omblandning och utspädning, vilket kan påverka koncentrationerna kraftigt (Fischer et al., 1998). Vid utsläpp av tung gas får strömningen runt byggnaden en hästskoliknande form vid medvind, vilket minskar koncentrationerna vid byggnadens väggar och lämnar ett tomrum på byggnadens baksida (Krogstad & Pettersen, 1986).

3. Metod

I detta kapitel presenteras den metod som används för analysen av åtgärdernas riskreduktion.

I den övergripande analysen bedöms den potentiella effekten av åtgärderna översiktligt mot samtliga klasser av farligt gods som transporteras på väg. Denna analys utgör bakgrund till den fördjupade analysen av åtgärdernas riskreduktion där kvantitativa risknivåer beräknas, samt bidrar till ett diskussionsunderlag angående åtgärdernas potentiella totala riskreduktion.

I den fördjupade analysen genomförs en riskanalys för transport av specifik delklass av farligt gods på en representativ vägsträcka. I analysen beräknas riskbidraget från denna specifika delklass med respektive utan åtgärder och skillnaden i riskbidrag bedöms utgöra åtgärdernas riskreduktion. I analysen redovisas använda beräkningsmodeller, samt gjorda antaganden.

Diskussionen behandlar analysens begränsningar, faktorer som påverkar åtgärdernas effekt och åtgärdernas potentiella totala riskreduktion, samt ger förslag på områden för framtida forskning. Även mervärdeseffekter diskuteras och åtgärdernas tillämpbarhet kopplat till lagstiftning. Till sist redovisas arbetets slutsatser och presenterade frågeställningar besvaras.

4. Övergripande analys

I detta kapitel presenteras en översiktlig bedömning av åtgärdernas effekt mot samtliga klasser av farligt gods som transporteras på väg.

Med anledning av rapportens bakgrund och avgränsningar är hypotesen att effekten av åtgärderna är störst mot delklassen giftiga gaser. Syftet med bedömningen är därför att testa vilken klass som åtgärderna har störst effekt mot, samt att skapa underlag för en sammanvägd bedömning av åtgärdernas potentiella totala riskreduktion för transporten av samtliga klasser av farligt gods på den representativa vägsträckan. Observera att med åtgärdernas effekt avses åtgärdernas förmåga att mildra konsekvenserna i form av antal omkomna och fysiskt skadade människor vid en olycka innefattandes transport av respektive klass av farligt gods på vägen. I Tabell 7 presenteras resultatet av den övergripande analysen av valda åtgärders effekt.

Tabell 7. Översiktlig bedömning av valda åtgärders effekt mot samtliga klasser av farligt gods som transporteras på väg.

ADR-S klass	Beskrivning	Vegetation som skyddszon	Placering av friskluftsintag	Motivering
1	Explosiva ämnen och föremål	Liten effekt	Obefintlig effekt	Åtgärder bedöms inte kunna stå emot tryckvågor från explosion. Dock kan vegetation eventuellt absorbera splitter.
2	Gaser	Stor effekt	Stor effekt	Vegetation bedöms kunna späda ut gaser och placeringen av friskluftsintag kan motverka inläckning i byggnader.
3	Brandfarliga vätskor	Liten effekt	Liten effekt	Vegetation bedöms kunna avskärma viss strålning från branden och eventuellt kunna absorbera vätska. Dock kan branden sprida sig till vegetationen. Placering av friskluftsintag bedöms kunna motverka brandgasers inläckning i byggnader, men inte strålningen från branden.

4.1	Brandfarliga fasta ämnen, självreaktiva ämnen och fasta okänsliggjorda explosivämnen	Liten effekt	Liten effekt	Vegetation bedöms kunna avskärma viss strålning från brand. Placering av friskluftsintag bedöms kunna motverka brandgasers inläckning i byggnader, men inte strålningen från branden. Åtgärder bedöms inte ha större effekt på tryckvågor från explosion.
4.2	Självantändande ämnen	Liten effekt	Liten effekt	Vegetation bedöms kunna avskärma viss strålning från brand. Placering av friskluftsintag bedöms kunna motverka brandgasers inläckning i byggnader, men inte strålningen från branden.
4.3	Ämnen som utvecklar brandfarlig gas vid kontakt med vatten	Liten effekt	Liten effekt	Åtgärder bedöms ha stor effekt mot utvecklad gas, men mindre effekt mot brand.
5.1	Oxiderande ämnen	Liten effekt	Liten effekt	Åtgärder bedöms ha stor effekt mot utvecklad gas, men mindre effekt mot brand.
5.2	Organiska peroxider	Liten effekt	Liten effekt	Åtgärder bedöms ha stor effekt mot utvecklad gas, men mindre effekt mot brand och tryckvågor från explosion.
6.1	Giftiga ämnen	Liten effekt	Liten effekt	Så länge inte ämnet är i gasform bedöms inte åtgärderna ha större effekt.

6.2	Smittförande ämnen	Liten effekt	Liten effekt	Så länge inte ämnet är i gasform bedöms inte åtgärderna ha större effekt.
7	Radioaktiva ämnen	Obefintlig effekt	Obefintlig effekt	Åtgärder bedöms inte ha större effekt mot radioaktiv strålning. Sannolikheten för transport på aktuell sträcka bedöms som mycket låg.
8	Frätande ämnen	Liten effekt	Liten effekt	Så länge inte ämnet är i gasform bedöms inte åtgärderna ha större effekt.
9	Övriga farliga ämnen och föremål	-	-	Effekten bedöms bero på ämne och aggregationsform för ämnet.

Beskrivningen av ADR-S klasser i Tabell 7 baseras på MSBFS 2015:1.

Mot bakgrund av resultatet från den övergripande analysen bedöms valda åtgärder ha störst effekt mot ADR-S klass 2 i form av gaser. Inom denna klass bedöms effekten vara störst mot ADR-S delklass 2.3 bestående av giftiga gaser, eftersom konsekvensen vid ett utsläpp av denna typ av gas anses kunna bli störst enligt Envall (1998). Analysen bekräftar därmed den föreslagna hypotesen och gör att den fördjupade analysen av åtgärdernas riskreduktion baseras på effekten mot delklassen giftiga gaser. Avgränsningen innebär dock att åtgärdernas effekt mot andra klasser i Tabell 7 förbises.

5. Detaljerad analys

I detta kapitel presenteras den detaljerade analysen av åtgärdernas riskreduktion. Syftet med beräkningarna i analysen är att visa skillnaden i riskbidrag från transport av ADR-S delklass 2.3 på en representativ vägsträcka i tätort med respektive utan åtgärd. Vägsträckan avses vara representativ för en typisk transportled av farligt gods i tätort.

5.1 Beräkningsverktyg

För att beräkna riskbidrag från transport av ADR-S delklass 2.3 på representativ vägsträcka genomförs spridningsberäkningar av giftig gas. Spridningen av gasen bestämmer vilka koncentrationer som uppstår på olika avstånd från utsläppskällan och därmed kan avstånden inom vilka människor omkommer bestämmas. Dessa konsekvensavstånd ligger sedan till grund för beräkningar av riskbidrag. Även doseringsberäkningar genomförs för att bestämma dosen av giftig gas som människor inomhus exponeras för. Dosen av gasen bestämmer skadefallet i form av antalet omkomna, som sedan ligger till grund för beräkningar av riskbidrag. Doseringsberäkningar bygger på koncentrationer från spridningsberäkningar av gasen. Verktyg för både spridningsberäkningar och doseringsberäkningar presenteras nedan.

5.1.1 Analytiska beräkningar

Analytiska beräkningar med gaussisk spridningsmodell beskriven i Fischer et al. (1998) ger möjlighet till insyn och kontroll över samtliga parametrar i ekvationerna. Modellen beräknar utomhuskoncentrationer av utsläppt gas på olika avstånd från utsläppskällan. Med hjälp av antalet luftomsättningar för byggnaden, samt doseringsmodellen beskriven i Fischer et al. (1998) kan dosen av giftig gas inomhus beräknas. Beräkningarna utförs i datorprogrammet Microsoft Excel 2016. Den gaussiska spridningsmodellen anses vara primitiv jämfört med annan programvara, men ger istället större insyn och förståelse för spridningsberäkningarna.

5.1.2 Spridning Luft

Spridning Luft version 1.4.0 är ett beräkningsprogram utvecklat av MSB (2013) som ingår i datorprogrampaketet för den samlade informationskällan RIB (Resurser och Integrerat Beslutsstöd). Beräkningsprogrammet bygger på ekvationer från Fischer et al. (1998) och används för att simulera konsekvenser från olika typer av kemikalieutsläpp till atmosfären (MSB, 2013). Med hjälp av programmet kan grafiska spridningskurvor skapas, vilka visar koncentrationen av utsläppt ämne inom ett bestämt område från utsläppskällan (MSB, 2013). Programmet kan beräkna andelen omkomna och skadade människor inomhus (MSB, 2013).

5.1.3 Computational Fluid Dynamics (CFD)

Computational Fluid Dynamics (CFD) är ett simuleringssätt som beräknar strömningen av olika fluider genom att lösa Navier-Stokes ekvationerna för överföring av bland annat energi och massa. Det numeriska verktyget ger möjlighet att använda en rad olika modeller för behandlingen av turbulensen för strömningen och kräver en beräkningsdomän bestående av ett antal celler. Vid simulering av stora beräkningsdomäner med ett stort antal celler krävs mycket datorkraft och tid. Spridning av olika gaser kan beräknas genom CFD-simuleringar (Rubini, 2015).

5.2 Vegetation som skyddszon

I detta avsnitt presenteras analysen av den riskreduktion som åtgärden skapar.

5.2.1 Förutsättningar för spridningsberäkningar

Nedan presenteras förutsättningar för spridningsberäkningar av utsläppt gas.

5.2.1.1 Val av beräkningsverktyg

Då syftet med spridningsberäkningarna är att ta fram avståndet till en viss koncentration ger analytiska beräkningar större precision för detta avstånd än programmet Spridning Luft, eftersom koncentrationerna visar sig variera kraftigt inom mycket små avstånd i programmet. CFD-simuleringar bedöms bli för tidskrävande eftersom en mycket stor beräkningsdomän i flera olika versioner behöver sättas upp. Med anledning av detta väljs den gaussiska spridningsmodellen som presenteras i Fischer et al. (1998) för att utföra beräkningarna. Denna modell bedöms även ge störst insyn och kontroll över parametrarna i beräkningarna.

5.2.1.2 Representativ gas - svaveldioxid

Spridningsberäkningar baseras på ett utsläpp av tung gas i form av svaveldioxid eftersom denna gas är den giftigaste av de gaser som transporteras på väg (Almén & Sosnowski, 2011) och därmed bedöms gasen utgöra det största riskbidraget från vägtransport av delklassen giftiga gaser. Åtgärden bedöms även ha större effekt mot tung gas jämfört mot lätt gas, eftersom vinden styr spridningen av lätt gas enligt Fischer et al. (1998), vilket gör att koncentrationerna sannolikt blir mindre på grund av större utspädning. Svaveldioxid är en tryckkondenserad gas, vilken transporteras under tryck i vätskeform och används bland annat inom pappersindustrin vid tillverkning av sulfittmassa (Envall, 1998).

5.2.1.3 Representativ vägsträcka – motorväg i tätort med hastighet 70 km/h

Fabrikerna dit gasen transporteras antas vara belägna i industriområden i utkanten av städer med en lägre befolkningstäthet än i områden närmare stadskärnan, vilket gör att området runt transportleden bedöms ha en högsta persontäthet som motsvarar persontätheten för en mindre stad enligt VTI (1996). Utsläppet antas ske på en transportled som utgörs av en motorväg i tätort med hastighetsbegränsning 70 km/h och med en trafikbelastning baserad på Almén och Sosnowski (2011). Anledningen till att denna specifika transportled väljs för analysen är för att den bedöms utgöra en representativ vägsträcka för transport av farligt gods i tätort. Vidare anses åtgärden få störst effekt, det vill säga störst inverkan på konsekvenserna, i detta scenario till följd av vägsträckans höga trafikbelastning. Dessutom medför en motorväg störst index för farligtgodsolycka i tätort, vilket innebär högst sannolikhet för utsläpp av ämnet vid en trafikolycka innefattandes fordon skyltade med farligt gods (VTI, 1996). Då området runt transportleden bedöms ha en persontäthet motsvarande en mindre stad antas även att bebyggelsen i detta område motsvaras av bebyggelsen för en mindre stad. Vidare antas att andelen farligt gods bestående av ADR-S delklass 2.3 som transporteras på vägsträckan uppgår till 7,7 procent baserat på mätningar utförda av Jansson, Nilsson och Samuelsson (2016), vilket bedöms vara konservativt i förhållande till det nationella genomsnittet från Trafikanalys (2015). Antaganden gör att åtgärdens effekt bedöms för ett representativt fall där riskreduktionen borde vara stor. I Bilaga A presenteras detaljerade förutsättningar för representativ vägsträcka, samt beräkningar av olycksfrekvens och slutfrekvenser för scenarier vid olycka under transport av ADR-S delklass 2.3 på vägsträckan.

5.2.1.4 Åtgärdens egenskap – skyddszon som skapar turbulens och utspädning

Åtgärden avser en skyddszon närmast representativ vägsträcka bestående av vegetation med en homogen skrovlighetslängd för hela skyddszonens djup. I syfte att visa på åtgärdens potentiellt största effekt väljs vegetation med tät skog som skyddszon då denna vegetation har störst skrovlighetslängd och därmed skapar mest turbulens enligt Fischer et al. (1998). Skyddszonens effekt består av att turbulensen som den täta skogen ger upphov till gör att mer luft blandas in i plymen och späder ut gasen. Detta sänker koncentrationen och minskar gasens giftighet, vilket leder till mildare konsekvenser för exponerade människor. Som jämförande alternativ väljs vegetation i form av öppet landskap som skyddszon då denna vegetation har minst skrovlighetslängd och därmed skapar minst turbulens enligt Fischer et al. (1998), vilket gör att skillnaden i turbulens och därmed åtgärdens effekt bör bli störst.

Mot bakgrund av att det minsta bebyggelsefria avståndet från väg där det transporteras farligt gods är 30 m enligt Stenberg (2007) väljs detta avstånd som skyddszonens djup eftersom det är största möjliga djup för åtgärden som bedöms kunna garanteras då det rekommenderas att inte bygga närmare vägsträckan. Dessutom anses valt djup vara det största möjliga som är rimligt i förhållande till det stora exploateringsstrycket på mark i tätort. I Bilaga D redovisas en känslighetsanalys av åtgärdens riskreduktion för mindre djup på skyddszonen.

5.2.1.5 Typ av utsläpp – kontinuerligt utsläpp

För spridningsberäkningar antas ett kontinuerligt utsläpp från hål i tank, eftersom ett momentant utsläpp innebär att hela tanken rämnar (Bakkum et al., 2005) och att detta sker anses som mycket osannolikt då tankar för transport av giftiga gaser är tjockväggiga och extremt tåliga enligt VTI (1996). Utsläppet antas ske från ett hål under vätskenivån i tanken och ha en varaktighet på 30 min baserat på förenkling från Bakkum et al. (2005). Utströmningen sker därmed genom ett hål i vätskefasutrymmet från tanken med tryckkondenserad svaveldioxid. Tre olika utsläppsstorlekar antas i form av litet utsläpp, medelstort utsläpp och stort utsläpp enligt förenkling från VTI (1996).

5.2.1.6 Startpunkt för atmosfärspridningsmodell – utsläppspunkten

Kontinuerliga utsläpp pågår under en längre tidsperiod, vilket gör att det bildas ett moln i form av en plym som sprids från utsläppspunkten (Fischer et al., 1998). Då den initiala utspädningsprocessen vid utsläpp av svaveldioxid anses vara okänd sätts startpunkten för atmosfärspridningsmodellen i källpunkten enligt Fischer et al. (1998). Därmed gäller vald spridningsmodell från punkten där utsläppet sker.

5.2.1.7 Gasens hastighet – vindhastigheten på 10 m höjd

För att beräkna spridningen av plymen från utsläppet antas att gasens hastighet är samma som vindhastigheten på 10 meters höjd ovan mark enligt förenkling från Fischer et al. (1998).

5.2.1.8 Utsläppshöjd – marknivå

För att beräkna spridningen av plymen från utsläppet antas att utsläppet sker i marknivå, vilket gör att utsläppshöjden därmed är noll baserat på förenkling från Fischer et al. (1998).

5.2.1.9 Väder- och vindförhållanden – stabilt respektive neutralt väder

För att beräkna spridningen av plymen från utsläppet antas att endast stabilt väder med stabilitetsklass F och tillhörande vindhastighet 2 m/s, samt neutralt väder med stabilitetsklass D och tillhörande vindhastighet 5 m/s förekommer baserat på förenklingar från VTI (1996).

5.2.1.10 Vindriktning – från transportled mot skyddszon

För spridningsberäkningar antas att vinden blåser från transportleden mot skydds-zonen.

5.2.1.11 Transport av gasen – vätskeform vid utomhustemperatur

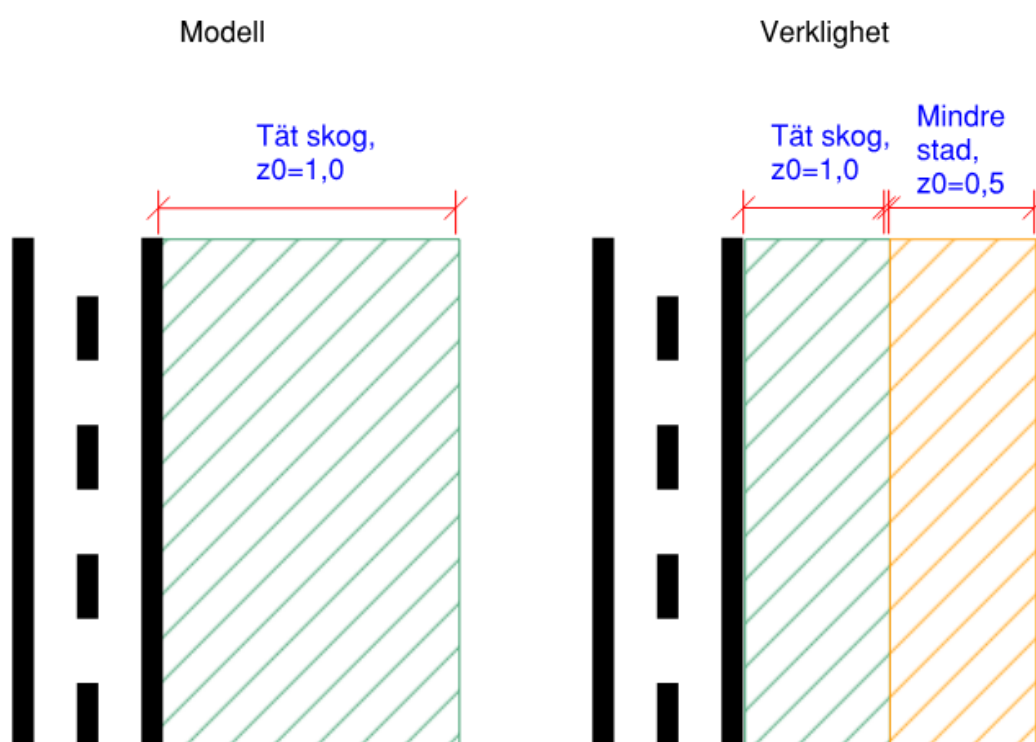
Transporten av gasen antas ske i vätskeform vid en temperatur som motsvarar temperaturen utomhus enligt förenkling från B. Andersson (personlig kommunikation, 14 december, 2016).

5.2.1.12 Gränsvärde för toxisk exponering – IDLH (100 ppm)

Målet med spridningsberäkningarna är att bestämma avståndet från ett utsläpp av svaveldioxid inom vilket koncentrationen av gasen överstiger 100 ppm (parts per million), vilket motsvarar koncentrationen för gränsvärdet IDLH som vid exponering innebär omedelbar fara för människors liv och hälsa eller som ger upphov till irreversibla skador (NIOSH, 1994). Avståndet från utsläppspunkten inom vilket koncentrationen av svaveldioxid överstiger gränsvärdet IDLH utgör konsekvensavståndet. Anledningen till att koncentrationen för IDLH väljs istället för LC₅₀ är för att IDLH inte varierar över tid till skillnad från LC₅₀ och blir därmed mer representativt för ett konsekvensavstånd som är tidsberoende enligt ekvationer från Fischer et al. (1998). Dessutom förutsätter LC₅₀ exponering vid låg fysisk aktivitet under en konstant tidsperiod (Fischer et al., 1998), vilket kan vara missvisande då svaveldioxid har en stark lukt och människor därmed kan antas försöka fly undan ett utsläpp, vilket medför hög fysisk aktivitet. Beräkningar av riskbidrag från konsekvensavstånd baserade på IDLH medför antagandet att samtliga som vistas inom avståndet för IDLH omkommer, vilket kan anses konservativt då denna koncentration beräknas vara sju gånger lägre än LC₅₀ vid 30 min exponering för svaveldioxid, vilket motsvarar koncentrationen då hälften av exponerade personer omkommer (Fischer et al., 1998). Den mänskliga responsen för exponering mot svaveldioxid är dock osäker då gränsvärdena baseras på extrapoleringar från djurförsök (Fischer et al., 1998). Dessutom används ofta en exponeringsgräns utanför vilken sannolikheten är liten för skador som ger bestående men för framtiden enligt Envall (1998), vilket stämmer överens med ett konservativt gränsvärde i form av IDLH. I Bilaga E redovisas en jämförelse av gränsvärdena LC₅₀ och IDLH baserade på 30 min exponering för svaveldioxid och i avsnitt 5.2.3.3 presenteras konsekvensavstånd baserade på IDLH.

5.2.2 Effekten av åtgärden

För att bestämma effekten av åtgärden behöver koncentrationen bakom skyddszonen bestämmas för att avgöra minskningen av avståndet inom vilket koncentrationen av gasen överstiger IDLH. Minskningen av detta konsekvensavstånd kan sedan direkt översättas till reduktion av risk. Bakom skyddszonen antas bebyggelse som motsvarar skrovlighetslängden för en mindre stad enligt Tabell 5 i avsnitt 2.4.4. Problemet är dock att den gaussiska spridningsmodellen endast beaktar en konstant skrovlighetslängd för ett och samma avstånd från utsläppspunkt till en viss koncentration, vilket medför att koncentrationen inte kan bestämmas för ett avstånd bakom skyddszonen med en annan skrovlighetslängd än denna. Problemet illustreras i Figur 6 som visar ett avstånd med konstant skrovlighetslängd från modell, vilket i själva verket består av skyddszonens avstånd med en viss skrovlighetslängd och avståndet för den mindre staden bakom skyddszonen med en annan skrovlighetslängd.



Figur 6. Schematisk bild över skillnaden mellan modell till vänster i figur och verklighet till höger i figur. Värden på skrovlighetslängder (z_0) hämtas från Fischer et al. (1998). Figur av Martin Thomasson.

Modellen medför även förenklingen att utsläppet sker precis i början av skyddszonen istället för på en väg med en annan skrovlighetslängd än skyddszonen. Avsaknaden av data på skrovlighetslängden för en väg gör dessutom att det blir svårt att ta hänsyn till vägen i beräkningar med gaussisk spridningsmodell. Problemet med den gaussiska modellen består därför både av att modellen endast beaktar en konstant skrovlighetslängd för ett och samma avstånd från utsläppspunkt till en viss bestämd koncentration och att det saknas data på skrovlighetslängder för olika underlag.

För att lösa problemet med konstant skrovlighetslängd för ett och samma avstånd från utsläppspunkt till en viss bestämd koncentration används ett antagande om ekvivalenta avstånd. Antagandet går ut på att olika avstånd med olika skrovlighetslängd kan översättas till varandra i en punkt då dessa avstånd ger upphov till samma koncentration och att spridningen från denna punkt sker likadant oberoende av spridningen innan. Ekvivalenta avstånd innebär därför att skyddszoners avstånd antas motsvaras av avstånd för en mindre stad i en punkt då samma koncentration uppnås. I Figur 7 redovisas ett fiktivt exempel på ekvivalenta avstånd där variabeln z_0 används för att representera skrovlighetslängden för olika avstånd. I detta exempel antas en skyddszon bestående av 30 m tät skog med skrovlighetslängd 1,0 m rent hypotetiskt motsvara 40 m mindre stad med skrovlighetslängd 0,5 m om gasmolnet har samma koncentration efter dessa avstånd. På samma sätt antas en skyddszon bestående av 30 m öppet landskap med skrovlighetslängd 0,03 m rent hypotetiskt motsvara 20 m mindre stad med skrovlighetslängd 0,5 m om gasmolnet har samma koncentration efter dessa avstånd. Anledningen till att avståndet till samma koncentration av gasen blir större med mindre skrovlighetslängd är för att turbulensen blir mindre enligt det samband mellan turbulensens tillväxt och skrovlighetslängden som beskrivs i Fischer et al. (1998), vilket skapar mindre utspädning och gör att koncentrationen av gasen blir större längs med avståndet.

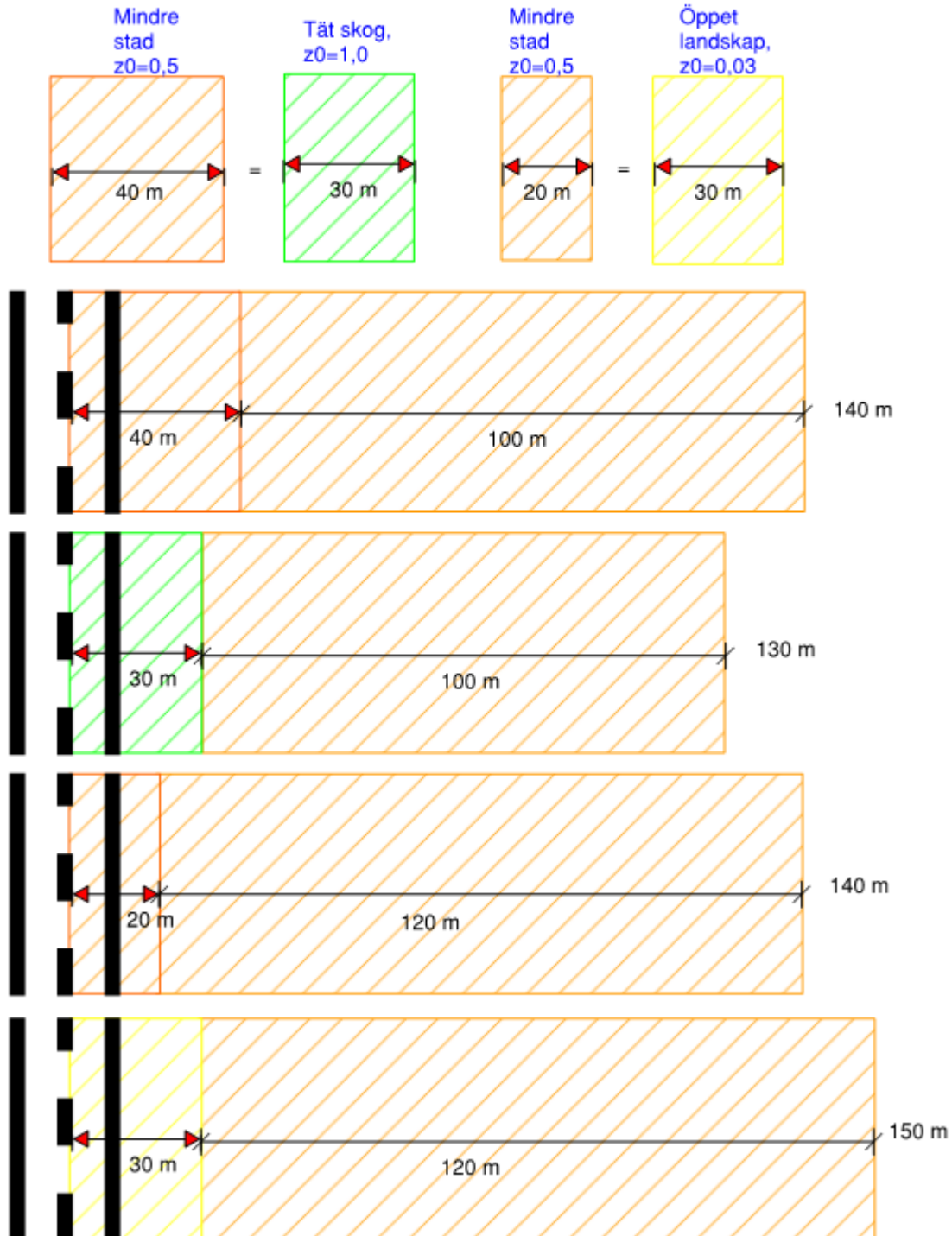
I Figur 7 redovisas även skyddszoners inverkan på konsekvensavståndet för en mindre stad, där den övre bilden visar det översatta avståndet som motsvarar avståndet för skyddszon i den undre bilden. Då spridningen av gasmolnet antas ske på samma sätt efter skyddszoner som efter motsvarande ekvivalenta avstånd för en mindre stad korrigeras konsekvensavståndet för en mindre stad med skillnaden i längd mellan skyddszoners avstånd och motsvarande ekvivalenta avstånd för en mindre stad. Korrigeringen sker genom att de delar av konsekvensavståndet som motsvaras av skyddszoners avstånd byts ut mot skyddszoners avstånd och därmed ändras längden på konsekvensavståndet. I Figur 7 redovisas det korrigerade konsekvensavståndet för en mindre stad med skyddszoner i den undre bilden.

Ekvivalenta avstånd

← → = avstånd från utsläppspunkt till koncentration x

z_0 = skrovlighetslängd

↙ ↘ = avstånd från koncentration x till gränsvärdet IDLH



Figur 7. Översättning av skyddszoners avstånd till ekvivalenta avstånd för en mindre stad, samt skapade förändringar av konsekvensavståndet för en mindre stad med skydds-zoner bestående av tät skog respektive öppet landskap. Notera att värdena på avstånd i figuren är fiktiva för att illustrera principen för antagandet. Figur av Martin Thomasson.

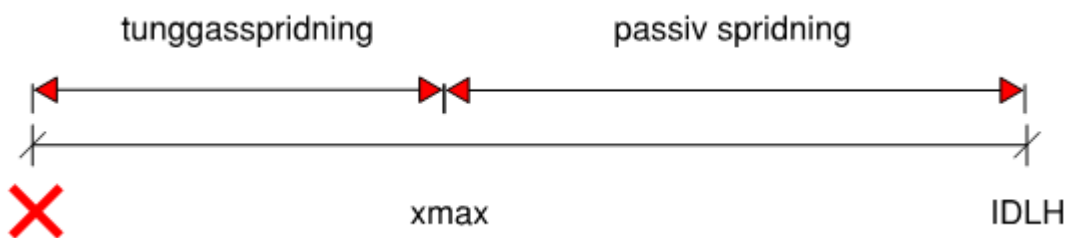
I Tabell 8 redovisas beräknade ekvivalenta avstånd för en mindre stad som antas motsvara avstånden för skyddszoner bestående av 30 m tät skog respektive 30 m öppet landskap.

Tabell 8. Ekvivalenta avstånd för skyddszoner.

Scenario	Ekvivalent avstånd 30 m tät skog [m]	Ekvivalent avstånd 30 m öppet landskap [m]
Stort utsläpp, stabilitetsklass F, vindhastighet 2 m/s	32	23
Stort utsläpp, stabilitetsklass D, vindhastighet 5 m/s	35	19
Medelstort utsläpp, stabilitetsklass F, vindhastighet 2 m/s	32	23
Medelstort utsläpp, stabilitetsklass D, vindhastighet 5 m/s	35	17
Litet utsläpp, stabilitetsklass F, vindhastighet 2 m/s	34	24
Litet utsläpp, stabilitetsklass D, vindhastighet 5 m/s	35	17

Ekvivalenta avstånd i Tabell 8 baseras på beräkningsgång i avsnitt 10.2 i Bilaga B.

Principen för ekvivalenta avstånd möjliggör en relativt enkel kombination av avstånd med olika skrovlighetslängd, vilket medför möjligheten att bestämma en skyddszons inverkan på konsekvensavstånd. Antagandet medför dock en osäkerhet i förenklingen att spridningen från punkten där samma koncentration uppnås sker oberoende av spridningen innan. Kedjan av spridningsmodeller medför även att spridningsberäkningarna i sig blir relativt omfattande då olika spridningsmodeller behöver kombineras för att bestämma avståndet från utsläppspunkt till koncentrationen för IDLH. Då atmosfärspridningsmodeller antas gälla från utsläppspunkt ansätts default-dimensioner för gasmolnet från och med denna punkt enligt Fischer et al. (1998). I spridningsberäkningarna kombineras sedan modell för tunggasspridning med efterföljande modell för passiv spridning. Först beräknas avståndet inom vilket modellen för tunggasspridning är giltig (x_{max}). Då avståndet till en viss bestämd koncentration överstiger x_{max} används gasmolnets dimensioner vid x_{max} som initialdimensioner för den passiva spridningen. Från x_{max} kan sedan det kvarstående avståndet till en viss bestämd koncentration beräknas med modell för passiv spridning. Det totala avståndet från utsläppspunkt till en viss bestämd koncentration erhålls till sist genom att addera avståndet för tunggasmodellens giltighet med avståndet för den passiva spridningen fram till en viss bestämd koncentration. Metodiken för att kombinera spridningsmodeller baseras på Fischer et al. (1998). I Figur 8 illustreras kombinationen av spridningsmodeller för att beräkna konsekvensavståndet.



Figur 8. Konsekvensavståndet från utsläppspunkt markerad med rött kryss i figur till koncentrationen för IDLH beräknas genom att addera avstånden för tunggasspridning och passiv spridning. Figur av Martin Thomasson.

5.2.3 Förutsättningar för beräkningar av riskbidrag

Nedan presenteras förutsättningar för beräkningar av riskbidrag från transport av ADR-S delklass 2.3 på representativ vägsträcka.

5.2.3.1 Reduktion av riskbidrag – tät skog jämfört mot öppet landskap

Med hjälp av antagandet om ekvivalenta avstånd kan konsekvensavstånd beräknas för en mindre stad bakom skyddszonen då denna består av tät skog respektive öppet landskap. Då skyddszonen består av tät skog blir konsekvensavståndet mindre jämfört med då skyddszonen består av öppet landskap enligt Figur 7 i avsnitt 5.2.2. Skillnaden i konsekvensavstånd ligger till grund för skillnaden i riskbidrag med respektive utan åtgärd. Riskbidraget med åtgärd baseras på konsekvensavstånd med skyddszon bestående av tät skog medan riskbidraget utan åtgärd baseras på konsekvensavstånd med skyddszon bestående av öppet landskap. Genom att jämföra riskbidrag med respektive utan åtgärd framgår åtgärdens riskreduktion i form av skillnaden i riskbidrag från transport av ADR-S delklass 2.3 på vägsträckan.

5.2.3.2 Frekvensberäkning – sammanställning

Olycksfrekvensen för representativ vägsträcka beräknas med modell från VTI (1996). Sannolikheten för utsläpp hämtas från VTI (1996) tillsammans med sannolikheter för de tre olika utsläppsstorlekar som beaktas och de två väderförhållanden i form av stabilitetsklass F med tillhörande vindhastighet 2 m/s och stabilitetsklass D med tillhörande vindhastighet 5 m/s som beaktas. Händelseträdsmetodik används för att ta fram slutfrekvenser för sex olika scenarier vid olycka under transport av ADR-S delklass 2.3 på representativ vägsträcka. I Tabell 9 presenteras en sammanställning av slutfrekvenser för dessa potentiella scenarier.

Tabell 9. Sammanställning av slutfrekvenser för potentiella scenarier vid olycka under transport av ADR-S delklass 2.3.

Scenario	Slutfrekvens	Enhet
Stort utsläpp, stabilitetsklass F, vindhastighet 2 m/s	$4,21 \cdot 10^{-7}$	[gångar per år]
Stort utsläpp, stabilitetsklass D, vindhastighet 5 m/s	$1,68 \cdot 10^{-6}$	[gångar per år]
Medelstort utsläpp, stabilitetsklass F, vindhastighet 2 m/s	$5,24 \cdot 10^{-7}$	[gångar per år]
Medelstort utsläpp, stabilitetsklass D, vindhastighet 5 m/s	$2,10 \cdot 10^{-6}$	[gångar per år]
Litet utsläpp, stabilitetsklass F, vindhastighet 2 m/s	$1,58 \cdot 10^{-6}$	[gångar per år]
Litet utsläpp, stabilitetsklass D, vindhastighet 5 m/s	$6,30 \cdot 10^{-6}$	[gångar per år]

Slutfrekvenser i Tabell 9 baseras på detaljerade frekvensberäkningar i Bilaga A.

I Bilaga A redovisas ett händelsetråd för olycksscenario vid transport av ADR-S delklass 2.3 på representativ vägsträcka med grundfrekvens och sannolikheter för utsläpp, respektive utsläppsstorlek, samt väderförhållanden.

5.2.3.3 Konsekvensavstånd – sammanställning

För vart och ett av de sex scenarierna från olyckan beräknas konsekvensavstånd för en mindre stad med åtgärd i form av skyddszon bestående av tät skog respektive utan åtgärd då skyddszonen består av öppet landskap. Konsekvensavstånden jämförs även med framtagna konsekvensavstånd från beräkningsprogrammet Spridning Luft utvecklat av MSB (2013). Syftet med jämförelsen är att verifiera riktigheten av analytiskt beräknade avstånd som en typ av kvalitetskontroll för beräkningarna. Analytiskt beräknade konsekvensavstånd presenteras i Tabell 10 tillsammans med jämförande konsekvensavstånd från Spridning Luft.

Tabell 10. Konsekvensavstånd för samtliga scenarier med respektive utan åtgärd, samt jämförande konsekvensavstånd från simuleringar i datorprogrammet Spridning Luft version 1.4.0.

Scenario	Konsekvensavstånd med åtgärd (30 m skyddszon tät skog) [m]	Konsekvensavstånd utan åtgärd (30 m skyddszon öppet landskap) [m]	Konsekvensavstånd från Spridning Luft (mindre stad) [m]
Stort utsläpp, stabilitetsklass F, vindhastighet 2 m/s	2603	2612	3117
Stort utsläpp, stabilitetsklass D, vindhastighet 5 m/s	612	628	582
Medelstort utsläpp, stabilitetsklass F, vindhastighet 2 m/s	532	542	491
Medelstort utsläpp, stabilitetsklass D, vindhastighet 5 m/s	116	133	105
Litet utsläpp, stabilitetsklass F, vindhastighet 2 m/s	157	167	115
Litet utsläpp, stabilitetsklass D, vindhastighet 5 m/s	32	50	18

Beräknade konsekvensavstånd i Tabell 10 baseras på spridningsberäkningar i Bilaga B.

5.2.3.4 Riskbidrag – förutsättningar

Riskbidraget från scenarierna kan beräknas utifrån framtagna konsekvensavstånd i Tabell 10 och slutfrekvenser från Tabell 9. Riskbidraget beräknas för scenarierna med åtgärd i form av tät skog som skyddszon respektive utan åtgärd då skyddszonen består av öppet landskap. Genom att jämföra riskbidrag med respektive utan åtgärd framgår åtgärdens riskreduktion i form av skillnaden i riskbidrag från transport av ADR-S delklass 2.3 på vägsträckan.

5.2.3.5 Individriskbidrag – förutsättningar

Individriskbidraget är bidraget från transport av ADR-S delklass 2.3 till den totala individrisken från samtliga ADR-S klasser som transporteras på representativ vägsträcka. I avsnitt 5.2.4 presenteras individriskbidraget i form av individriskprofiler med respektive utan åtgärd vilka visar frekvensen att omkomma per år som en funktion av avståndet från transportleden. Individriskbidraget beräknas inom ett avstånd av 150 m från vägsträckan baserat på riktvärde för riskhanteringsavstånd från Sandström (2012) och Stenberg (2007). För beräkningarna antas en spridningsvinkel på 15 grader för utsläppet baserat på Sanglén (2005), samt att vägsträckan är 1 km lång enligt Davidsson et al. (1997).

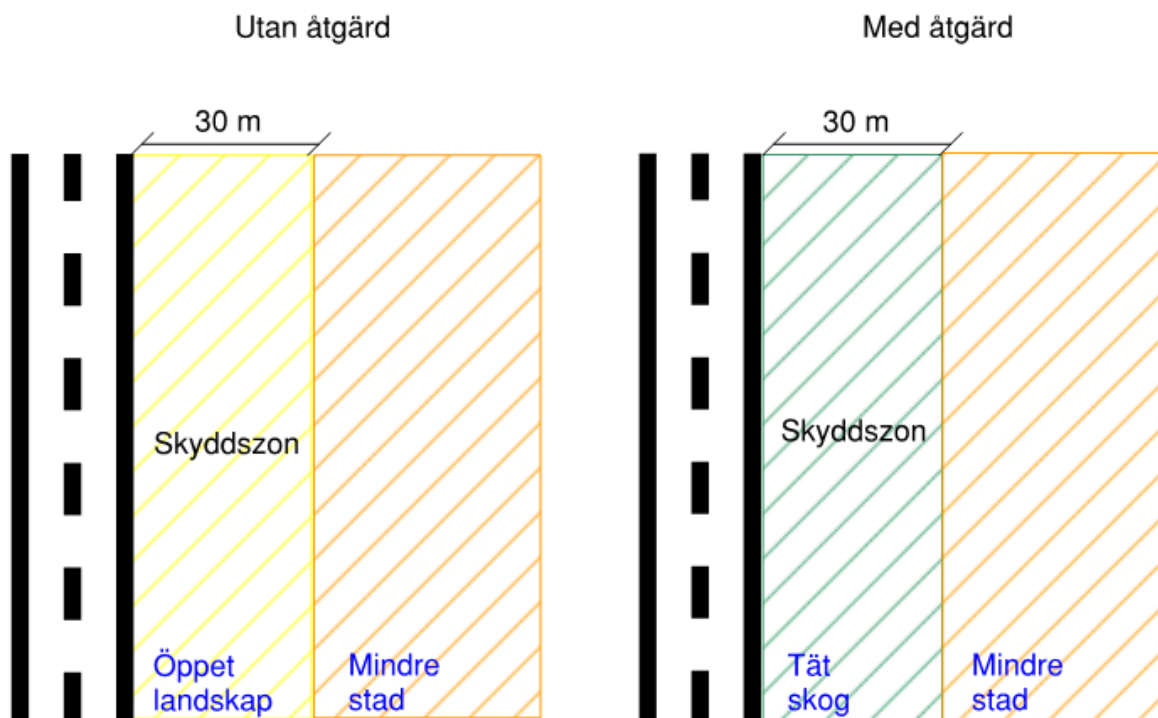
5.2.3.6 Samhällsriskbidrag – förutsättningar

Samhällsriskbidraget är bidraget från transport av ADR-S delklass 2.3 till den totala samhällsrisken från samtliga ADR-S klasser som transporteras på representativ vägsträcka. I avsnitt 5.2.4 presenteras samhällsriskbidraget i form av en F/N kurva som visar den ackumulerade frekvensen för antalet omkomna per år till följd av en olycka med respektive utan åtgärd. För beräkningarna antas en blandad bebyggelse på båda sidor om vägen till mestadels bestående av bostäder, samt en homogen befolkningstäthet på 2500 personer per km² för området som runt om transportleden, vilket är representativt för en mindre stad enligt VTI (1996). Förvärvsgraden antas vara cirka 80 procent baserat på Sanglén (2005), vilket innebär att persontätheten dagtid är 500 personer per km² och att persontätheten på natten är 2500 personer per km². Dagtid representeras av 9 timmar om dygnet och resterande timmar på dygnet antas som natt enligt förenkling från Almén och Sosnowski (2011). Vidare antas att 10 procent av befolkningen i området befinner sig utomhus på dagtid och 1 procent på natten enligt förenkling från Stenberg (2007). Andelen omkomna inom konsekvensavståndet antas vara 100 procent av personer som befinner sig utomhus respektive 10 procent av personer som befinner sig inomhus enligt förenkling från Ale och Uijt de Haag (2005). För beräkningarna antas en spridningsvinkel på 15 grader för utsläppet baserat på Sanglén (2005).

I Bilaga C framgår detaljerade beräkningar av både individriskbidrag och samhällsriskbidrag.

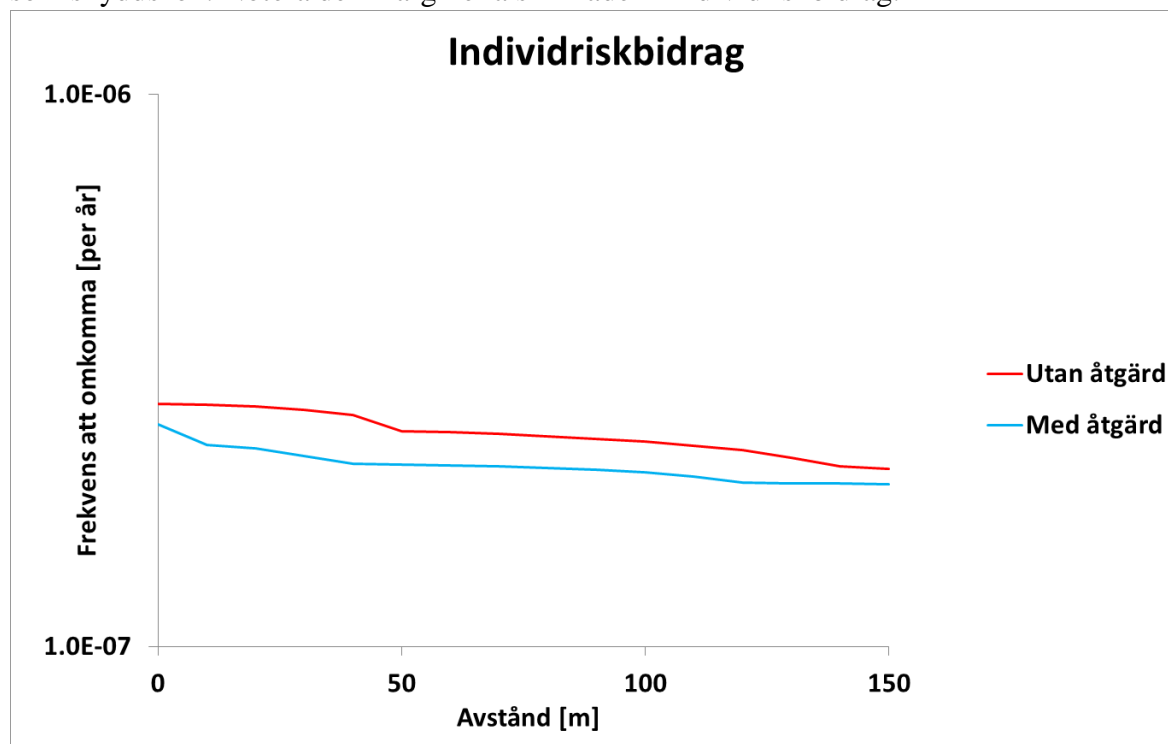
5.2.4 Åtgärdens riskreduktion

I Figur 9 illustreras representativ vägsträcka med respektive utan åtgärd i form av vegetation som skyddszon.



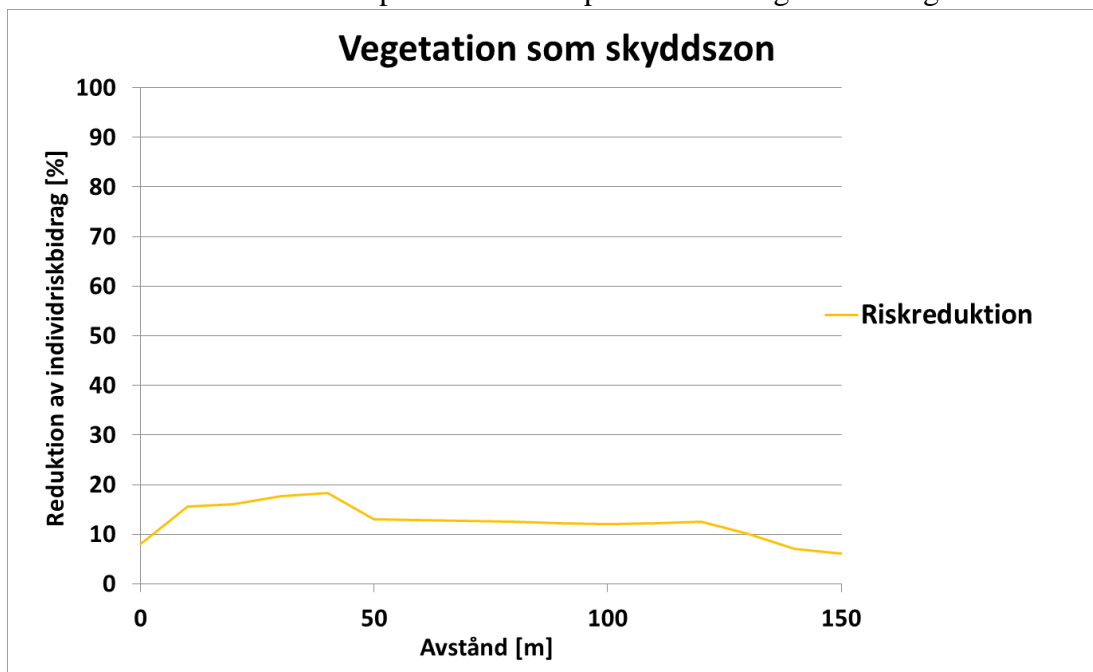
Figur 9. Skyddszon bestående av öppet landskap respektive tät skog, vilket utgör åtgärden. Figur av Martin Thomasson.

I Figur 10 presenteras individriskprofiler med respektive utan åtgärd i form av vegetation som skyddszon. Notera den marginella skillnaden i individriskbidrag.



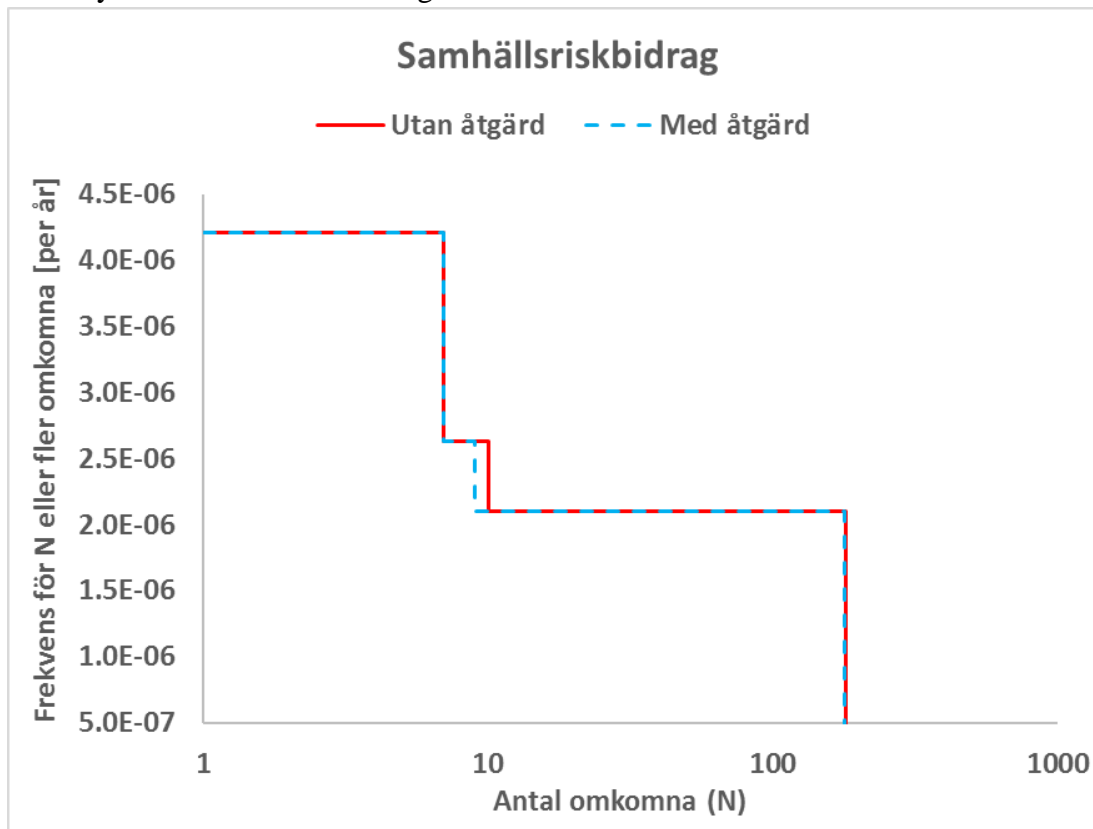
Figur 10. Individriskprofiler visar individriskbidrag från transport av ADR-S delklass 2.3 på representativ vägsträcka inom ett avstånd av 150 m från vägen med respektive utan åtgärd. Figur av Martin Thomasson.

I Figur 11 presenteras riskreduktion från vegetation som skyddszon. Notera att figuren visar skillnaden mellan individriskprofiler med respektive utan åtgärd från Figur 10.



Figur 11. Kurvan visar åtgärdens riskreduktion i form av den procentuella reduktionen av individriskbidraget från transport av ADR-S delklass 2.3 på representativ vägsträcka. Figur av Martin Thomasson.

I Figur 12 presenteras samhällsrisksbidrag med respektive utan åtgärd i form av vegetation som skyddszon. Notera den marginella skillnaden i antal omkomna.



Figur 12. F/N-kurvor visar samhällsrisksbidrag från transport av ADR-S delklass 2.3 på representativ vägsträcka med respektive utan åtgärd. Byggnader är lokaliserade 30 m från vägsträckan. Figur av Martin Thomasson.

Det förväntade antalet omkomna per år uppgår till $1,06 \cdot 10^{-4}$ st till följd av transport av delklass 2.3 på representativ vägsträcka utan åtgärd och till $1,04 \cdot 10^{-4}$ st med åtgärd, vilket motsvarar en minskning på cirka 2,2 procent.

Motivet att endast analysera åtgärdens riskreduktion utifrån ett enstaka djup på skyddszonen består av att det djup som beaktas är det största möjliga som är garanterat med hänsyn till Stenberg (2007), vilket gör att redovisad riskreduktion betraktas vara den största som kan garanteras. Känslighetsanalys bekräftar detta påstående genom att visa en linjärt avtagande riskreduktion för mindre djup på skyddszonen. Eftersom skillnaden i riskbidrag visar sig vara marginell för största möjliga djup av åtgärden bedöms inte resultatet från mindre djup på åtgärden vara nödvändigt att visa i syfte att påvisa åtgärdens riskreduktion. I Bilaga D redovisas en känslighetsanalys av åtgärdens riskreduktion för mindre djup på skyddszonen.

5.3 Placering av friskluftsintag

I detta avsnitt presenteras analysen av den riskreduktion som åtgärden skapar.

5.3.1 Förutsättningar för doseringsberäkningar

Förutsättningar för doseringsberäkningar är i stort sett likadana som förutsättningar för spridningsberäkningar presenterade i avsnitt 5.2.1. Gasen som beräkningarna utgår från är svaveldioxid och utsläppet antas ske vid olycka på representativ vägsträcka beskriven i detta avsnitt. I övrigt antas förutsättningarna för själva utsläppet, samt väder- och vindförhållanden vara likadana som de som beskrivs i avsnitt 5.2.1 med undantag för att gränsvärdena LC₅₀ och LC₀ används istället för IDLH. Förutsättningar för doseringsberäkningar beskrivs nedan.

5.3.1.1 Val av beräkningsverktyg

Då syftet med beräkningarna är att bestämma dosen av giftig gas inomhus passar beskriven doseringsmodell från Fischer et al. (1998) bra för detta syfte. I kombination med gaussisk spridningsmodell bedöms dessa analytiska modeller ge störst insyn i beräkningsgången. CFD-simuleringar bedöms bli för tidskrävande eftersom en mycket stor beräkningsdomän i flera olika versioner behöver sättas upp och Spridning Luft visar sig ge en liten precision vid beräkningen av avståndet till en specifik koncentration. Med anledning av detta väljs analytiska beräkningsmodeller från Fischer et al. (1998) för att beräkna dosen av giftig gas.

5.3.1.2 Åtgärdens egenskap – placering som motverkar inläckning

Åtgärden avser placering av friskluftsintag som motverkar inläckning av giftig gas i byggnad. Placeringen av friskluftsintaget illustreras i Figur 14 i avsnitt 5.3.3.1. Syftet med åtgärden är att minska gasens inträngning i byggnaden via ventilationssystemet och på så sätt minska dosen av giftig gas inomhus. Friskluftsintaget antas vara byggnadens enda, vilket är vanligt idag för ny bebyggelse enligt Larsson (2015).

5.3.1.3 Antal luftomsättningar – 0,5 per timme

Byggnaden antas ha en konstant ventilation under hela tiden som gasmolnet passerar, vilken motsvarar 0,5 luftomsättningar per timme, vilket är normal drift enligt Larsson (2015). Luften för halva byggnadens volym ventileras därmed ut en gång i timmen. Ventilationen under tiden som gasmolnet passerar byggnaden antas vara samma som efter gasmolnet har passerat, eftersom människor som vistas i byggnaden inte förväntas veta när gasmolnet har passerat enligt Ale och Uijt de Haag (2005).

5.3.1.4 Volym inom byggnad – 17280 m³

Byggnaden antas ha en total inomhusvolym på 17280 m³. Längden på byggnaden antas uppgå till 60 m, bredden till 24 m och höjden till 12 m baserat på måtten för modell i vindtunneexperiment utförda av Krogstad och Pettersen (1986).

5.3.1.5 Bebyggelsens avstånd från väggkant – 30 respektive 70 m

Bebyggelsens avstånd från väggkant antas vara 30 respektive 70 m baserat på skyddsavstånd rekommenderade av Stenberg (2007).

5.3.1.6 Exponering – inhalation (inandning) under 30 min

Exponeringstiden inomhus antas vara 30 min baserat på förenkling från Ale och Uijt de Haag (2005). Eftersom personerna som vistas inomhus anses befinna sig tillräckligt långt från utsläpsskällan för att endast exponeras av ett drivande gasmoln antas inhalation utgöra den enda exponeringsvägen för upptagen dos.

5.3.1.7 Fysisk aktivitet – varierar under exponeringstiden

Dosen gas en människa tar upp styrs av den fysiska aktiviteten eftersom en ökad fysisk aktivitet gör att mer gas inhaleras och då den respiratoriska minutvolymen ökar blir även doseringshastigheten högre enligt Fischer et al. (1998). I beräkningarna antas att minutvolymen inledningsvis är låg för människor som vistas inomhus, men att efter 10 min får dessa personer ett VMA (Viktigt Meddelande till Allmänheten) som informerar om utsläppet och uppmanar dem att hålla sig inomhus och hålla dörrar och fönster stängda, samt om möjligt stänga av ventilationen, vilket gör att den fysiska aktiviteten ökar till dess att detta är gjort. Därefter anses den fysiska aktiviteten återgå till normal nivå efter en viss tid. Antagandet hämtas från Fischer et al. (1998) tillsammans med minutvolymerna för respektive tidsintervall för doseringen. Minutvolymerna justeras även för normal respiratorisk minutvolym på 15 liter per minut enligt anvisningar från Fischer et al. (1998). Doseringsberäkningarna tar därmed hänsyn till en tidsberoende dosering, eftersom den upptagna dosen styrs av den fysiska aktiviteten som varierar under exponeringstiden. Andelen omkomna inomhus beräknas från den upptagna dosen under denna tid. Dock är spridningsberäkningarna för att bestämma avstånden till gränsvärdena LC_{50} och LC_0 fortfarande tidsberoende.

5.3.1.8 Tidsintervall för doseringsbidrag – 5 min

Tidsintervallen för beräknade doseringsbidrag under exponeringstiden sätts till 5 min eftersom dessa intervall bedöms vara tillräckligt små i förhållande till den totala exponeringstiden för att beräkningarna ska bli noggranna och samtidigt tillräckligt stora för att den fysiska aktiviteten ska hinna ändras. Noggrannheten av doseringsberäkningarna ökar dock med ännu mindre tidsintervall enligt Fischer et al. (1998).

5.3.1.9 Byggnadens klimatskal – helt tätt

Byggnadens klimatskal antas vara helt tätt under tiden som gasmolnet passerar, vilket innebär att samtliga fönster och dörrar antas vara stängda, samt att all luft och gas antas komma in via friskluftsintaget.

5.3.1.10 Stationärt flöde – genom friskluftsintaget

Flödet av gas och luft genom friskluftsintaget antas vara stationärt. Detta innebär att flödeshastigheten ut ur byggnaden antas vara samma som flödeshastigheten in i byggnaden.

5.3.1.11 Perfekt omblandning – mellan gas och luft

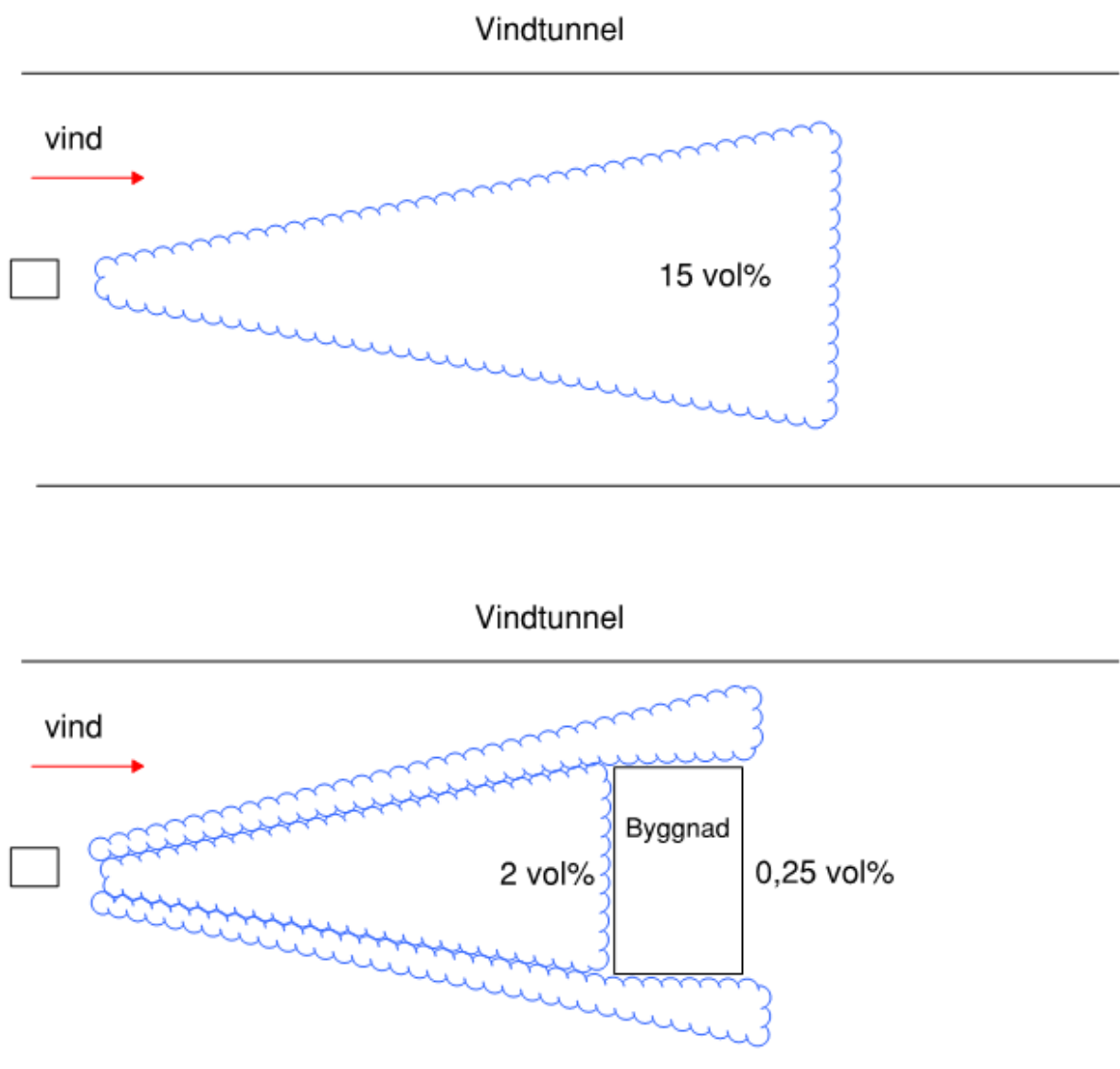
Perfekt omblandning mellan gas och luft antas ske inomhus. Därmed antas att det inte uppstår något skikt av gasen inomhus, vilket anses vara rimligt eftersom den gas som läcker in till stor del bedöms vara utblandad med omgivningens luft.

5.3.1.12 Gränsvärden för toxisk exponering – LC_{50} (720 ppm) och LC_0 (0 ppm)

För beräkningar av konsekvensavstånd både inomhus och utomhus används gränsvärdet LC_{50} , eftersom andelen omkomna inomhus beräknas utifrån upptagen dos av gasen uttryckt som ett probitvärde. För att kunna sammanväga andelen omkomna utomhus med andelen omkomna inomhus baseras båda andelarna på probitvärdet för LC_{50} . För att beräkna konsekvensavstånd inomhus används även gränsvärdet LC_0 (Lethal Concentration 0 %), vilket är koncentrationen då ingen människa omkommer (Fischer et al., 1998). Anledningen till att LC_{50} används istället för IDLH är för att IDLH är en konstant koncentration på 100 ppm (NIOSH, 1994), vilken inte tar hänsyn till andelen omkomna till skillnad från LC_{50} , som motsvarar koncentrationen då andelen omkomna är 50 procent (Fischer et al., 1998).

5.3.2 Effekten av åtgärden

I vindtunneexperiment utförda av Krogstad och Pettersen (1986) uppmäts den högsta koncentrationen av tung gas till 15 volymprocent vid medvind, samt utan modellbyggnad i vindtunneln. Samma författare uppmäter en maximal koncentration på 2 volymprocent på modellbyggnadens framsida vid medvind medan den lägsta koncentrationen uppmäts till 0,25 volymprocent på modellbyggnadens baksida i den recirkulationszon som uppstår där. Författarna observerar att det utsläppta gasmolnet antar en hästskoliknande form runt byggnaden, vilket ger lägre koncentrationer på byggnadens väggar och lämnar ett tomrum på baksidan. I Figur 13 visas principiella skisser över uppmätta koncentrationer från försöken.



Figur 13. Principiella skisser över uppmätta koncentrationer av tung gas vid vindtunneexperiment utförda av Krogstad och Pettersen (1986). Figur av Martin Thomasson.

Experimenten utgår från ett kontinuerligt utsläpp av tung gas i form av freon, vilken är en tyngre gas än svaveldioxid enligt Bakkum et al. (2005). Detta gör att koncentrationerna sannolikt inte underskattas om gasen hade antagits vara svaveldioxid, eftersom vindens utspädning av gasen då hade blivit större med en lättare gas, vilket till stor del bör minska koncentrationerna. Baserat på detta vindtunnelexperiment bedöms placering av friskluftsintag på baksidan av en byggnad medföra ett bättre skydd än placering på framsidan.

Då doseringsberäkningarna baseras på ett kontinuerligt utsläpp av svaveldioxid antas att koncentrationen i gasplymen minskar lika mycket som i experimentet från Krogstad och Pettersen (1986) på byggnadens framsida, det vill säga från 15 till 2 volymprocent. Denna reduktion uttrycks genom kvoten 2 volymprocent dividerat med 15 volymprocent, vilken är reduktionskvoten för byggnadens framsida. Dessutom antas att koncentrationen i gasplymen minskar lika mycket som i experimentet från Krogstad och Pettersen (1986) på byggnadens baksida, det vill säga från 15 till 0,25 volymprocent. Denna reduktion uttrycks genom kvoten 0,25 volymprocent dividerat med 15 volymprocent, vilken är reduktionskvoten för baksidan på byggnaden. Genom att multiplicera koncentrationen av svaveldioxid utomhus med dessa reduktionskvoter tas hänsyn till på vilken sida om byggnaden som friskluftsintaget placeras.

För att ta hänsyn till på vilken höjd på byggnaden som friskluftsintag placeras utförs ett antal simuleringar av inomhuskoncentrationer vid utsläpp av svaveldioxid i datorprogrammet Spridning Luft. Simuleringarna utförs för en byggnad belägen på avståndet 30 respektive 70 m från utsläppskällan. Genom att enbart variera friskluftsintagets placering i höjddled mellan olika simuleringar kan reduktionen av inomhuskoncentrationen bestämmas som en funktion av placeringen. I simuleringar jämförs inomhuskoncentrationer då intaget är placerat i marknivå med inomhuskoncentrationer då intaget är placerat på höjden 6 respektive 12 m. Reduktionen av inomhuskoncentrationen för dessa angivna höjder uttrycks som kvoten mellan högt placerat intag och intag placerat i marknivå, vilken är reduktionskvoten för dessa höjder. I Tabell 11 presenteras reduktionskvoter för respektive höjd för samtliga scenarier.

Tabell 11. Reduktionskvoter för samtliga scenarier med friskluftsintag placerat på 6 respektive 12 m höjd på byggnad belägen 30 respektive 70 m från väg. Då en reduktionskvot på 0 multipliceras med koncentrationen minskar denna med 100 % och då en reduktionskvot på 1 multipliceras med koncentrationen minskar denna med 0 %.

Scenario	Reduktionskvot 6 m höjd (30 m ifrån väg)	Reduktionskvot 12 m höjd (30 m ifrån väg)	Reduktionskvot 6 m höjd (70 m ifrån väg)	Reduktionskvot 12 m höjd (70 m ifrån väg)
Stort utsläpp, stabilitetsklass F, vindhastighet 2 m/s	0,36	0	0,1	0
Stort utsläpp, stabilitetsklass D, vindhastighet 5 m/s	0	0	0,75	0,375
Medelstort utsläpp, stabilitetsklass F, vindhastighet 2 m/s	0	0	0,05	0
Medelstort utsläpp, stabilitetsklass D, vindhastighet 5 m/s	0	0	0,6	0,1
Litet utsläpp, stabilitetsklass F, vindhastighet 2 m/s	0	0	0	0
Litet utsläpp, stabilitetsklass D, vindhastighet 5 m/s	0	0	0,3	0

Reduktionskvoter i Tabell 11 baseras på simuleringar i datorprogrammet Spridning Luft.

Baserat på simuleringar av inomhuskoncentrationer i Spridning Luft bedöms en högre placering av friskluftsintag på byggnad medföra ett bättre skydd än en lägre placering då detta ger en lägre reduktionskvot och därmed en större minskning av koncentrationen.

Genom att multiplicera koncentrationerna inomhus med reduktionskvoter i Tabell 11 tas hänsyn till på vilken höjd som friskluftsintag placeras på byggnad.

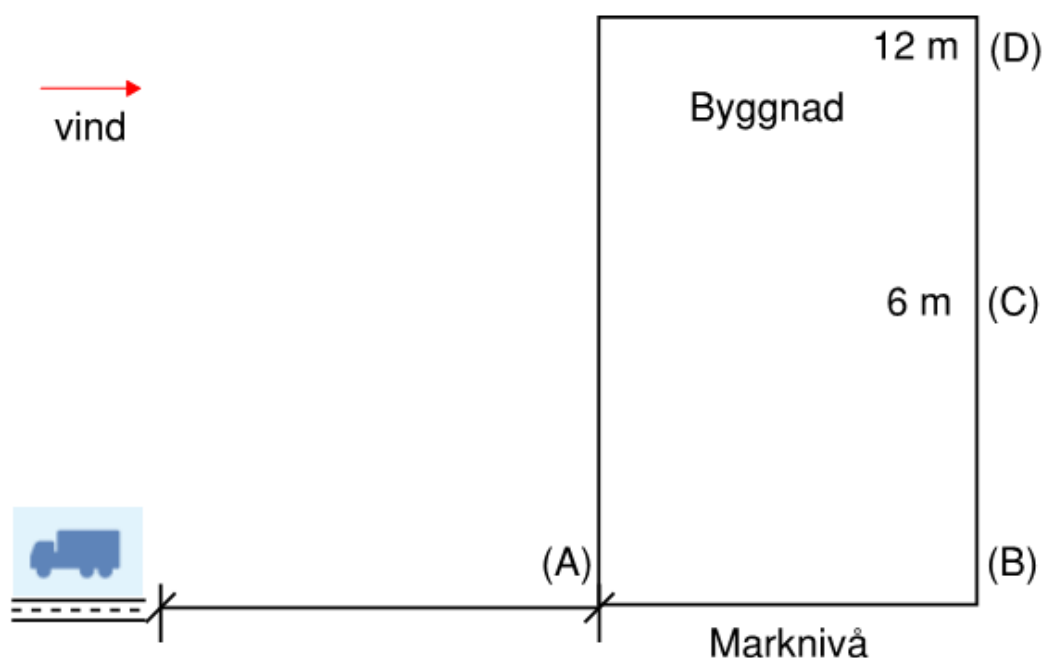
Med hjälp av framtagna reduktionskvoter bedöms effekten av placering av friskluftsintag som motverkar inläckning i byggnad kunna tillgodoräknas i doseringsberäkningar.

5.3.3 Föresättningar för beräkningar av riskbidrag

Nedan presenteras föresättningar för beräkningar av riskbidrag från transport av ADR-S delklass 2.3 på representativ vägsträcka.

5.3.3.1 Reduktion av riskbidrag – jämförelse av olika placeringar

För att beräkna åtgärdens reduktion av riskbidrag beräknas dosen av giftig gas inomhus för olika placeringar av friskluftsintag på byggnaden. Detta gör det möjligt att jämföra andelen omkomna inomhus för olika placeringar och därigenom kan även konsekvensavstånd för personer som vistas inomhus jämföras. Utifrån jämförelsen i konsekvensavstånd kan en jämförelse av riskbidrag göras beroende på placering av friskluftsintag. Åtgärdens beräknade riskreduktion består därmed av jämförelsen av olika riskbidrag från olika placeringar av friskluftsintag på byggnad. I Figur 14 illustreras dessa placeringar av friskluftsintag.



Figur 14. Placering av friskluftsintag på byggnad. Bokstäver betecknar placering. Figur av Martin Thomasson.

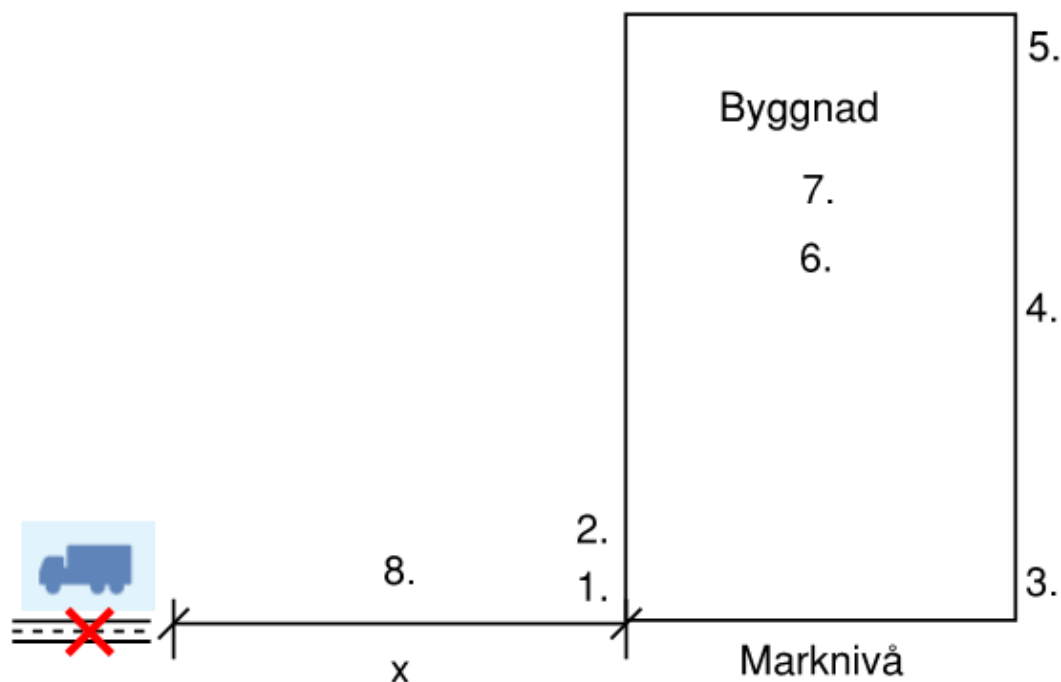
Beskrivning av den placering som bokstäver inom parentes representerar följer nedan.

- A. Framsida i marknivå.
- B. Baksida i marknivå
- C. Baksida på 6 m höjd
- D. Baksida på 12 m höjd

Utän åtgärd avser placering (A). Med åtgärd avser placeringar (B), (C), och (D).

Placeringar i Figur 14 förutsätter att det blåser medvind, det vill säga från transportleden mot byggnadens framsida. Vindriktningen symboliseras av röd pil i figuren.

Beräkningsgång för konsekvensavstånd inomhus beroende på placering av friskluftsintag på byggnad illustreras i Figur 15.



Figur 15. Beräkningsgång för andelen omkomna inomhus. Siffror betecknar beräkningssteg. Figur av Martin Thomasson.

Nedan presenteras de olika beräkningsstegen närmare.

1. Koncentrationen utomhus beräknas i kg/m^3 på ett bestämt avstånd x från utsläppspunkt markerad med rött kryss i Figur 15 på representativ vägsträcka. Koncentrationen utomhus omvandlas därefter till volymprocent.
2. Koncentrationen utomhus uttryckt i volymprocent multipliceras med kvoten $\frac{2 \text{ vol}\%}{15 \text{ vol}\%}$, vilket är reduktionen på byggnadens framsida skapad av det system av virvlar som ger upphov till turbulens runt byggnaden och späder ut den utsläppta gasen, vilket gör att gasmolnet får en hästskoliknande form enligt Krogstad och Pettersen (1986). Produkten motsvarar koncentrationen utomhus utan åtgärd.
3. Koncentrationen utomhus uttryckt i volymprocent multipliceras med kvoten $\frac{0,25 \text{ vol}\%}{15 \text{ vol}\%}$, vilket är reduktionen på byggnadens baksida skapad av det system av virvlar som ger upphov till turbulens runt byggnaden och späder ut den utsläppta gasen, vilket gör att gasmolnet får en hästskoliknande form enligt Krogstad och Pettersen (1986). Produkten motsvarar koncentrationen utomhus med åtgärd.
4. Koncentrationen inomhus uttryckt i mg/m^3 multipliceras med reduktionskvot för höjden 6 m beräknad från simuleringar i Spridning Luft.
5. Koncentrationen inomhus uttryckt i mg/m^3 multipliceras med reduktionskvot för höjden 12 m beräknad från simuleringar i Spridning Luft.
6. Koncentrationen inomhus av den gas som läcker in via friskluftsintaget beräknas i volymprocent med ekvation för perfekt omblandning mellan gas och luft från Harris (1983). Denna ekvation beaktar uppbyggnaden av gasens koncentration inomhus. Därefter omvandlas koncentrationen till mg/m^3 .

7. Den sammanlagda dosen under exponeringstiden beräknas från koncentrationen inomhus och denna används sedan i probitfunktion från Fischer et al. (1998) för att bestämma andelen omkomna inomhus.
8. Avståndet x varieras till dess att andelen omkomna inomhus är noll respektive 50 procent i syfte att beräkna avstånden till gränsvärdena LC_0 och LC_{50} , vilka utgör konsekvensavstånden inomhus. I de fall då dessa avstånd är kortare än bebyggelsefria avstånd på 30 respektive 70 m blir konsekvensavståndet 0 m.

Utan åtgärd (A) beräknas konsekvensavstånden inomhus med följande beräkningssteg:

1.→2.→6.→7→8.

Med åtgärd (B) beräknas konsekvensavstånden inomhus med följande beräkningssteg:

1.→3.→6.→7→8.

Med åtgärd (C) beräknas konsekvensavstånden inomhus med följande beräkningssteg:

1.→3.→6.→4. →7→8.

Med åtgärd (D) beräknas konsekvensavstånden inomhus med följande beräkningssteg:

1.→3.→6.→5. →7→8.

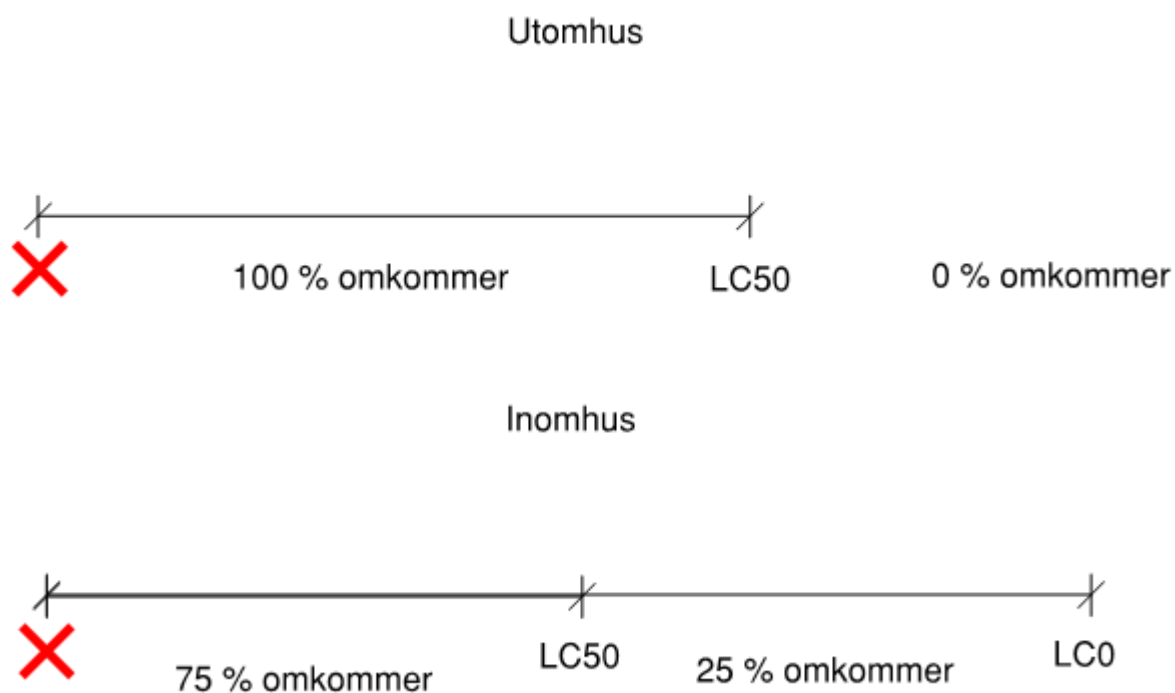
I Bilaga F redovisas beräkningsstegen mer detaljerat genom ett beräkningsexempel.

5.3.3.2 Frekvensberäkning – sammanställning

Slutfrekvenser för potentiella scenarier vid olycka under transport av ADR-S delklass 2.3 på representativ vägsträcka redovisas i Tabell 9 i avsnitt 5.2.3.2.

5.3.3.3 Konsekvensavstånd – sammanställning

Avstånd inom vilka koncentrationen av svaveldioxid överstiger LC_{50} (konsekvensavstånd) beräknas både inomhus och utomhus utifrån probitvärdet noll. Antagandet görs att samtliga personer som vistas utomhus omkommer inom konsekvensavståndet och att ingen person omkommer utanför avståndet. Vidare antas att specifik byggnad som doseringsberäkningarna utgår från motsvarar karaktären för samtliga byggnader inom konsekvensavståndet inomhus, vilket baseras på andelen omkomna inomhus i denna byggnad. Antagandet görs att 75 procent av personer inom avståndet till LC_{50} inomhus omkommer medan 25 procent av personer mellan avståndet till LC_{50} och avståndet till LC_0 inomhus omkommer. Anledningen till antagandet är att avstånden till LC_{50} inomhus ligger inom de bebyggelsefria avstånden på 30 respektive 70 m från vägen för flertalet av scenarierna, vilket gör att ingen person omkommer i dessa scenarier med antagandet för LC_{50} utomhus och därmed underskattas risken. Dock omkommer personer utanför avståndet till LC_{50} , men med lägre sannolikhet än 50 procent (Fischer et al., 1998). För att undvika underskattning av risken och ta hänsyn till de personer som omkommer utanför LC_{50} används därför medelvärdet av andelen omkomna inomhus inom LC_{50} (75 %) och medelvärdet av andelen omkomna inomhus mellan LC_{50} och LC_0 (25 %). Utomhus ligger dock konsekvensavstånden långt utanför de bebyggelsefria avstånden för de flesta scenarier, vilket gör att personer fortfarande omkommer inom avståndet till LC_{50} och därför behöver inte antagandet användas utomhus. Även om 25 procent av personer som vistas inomhus omkommer utanför LC_{50} medan ingen person som vistas utomhus omkommer utanför LC_{50} omkommer ändå betydligt fler personer utomhus, eftersom avstånden till LC_{50} utomhus är avsevärt mycket större än motsvarande avstånd till LC_{50} inomhus. I Figur 16 illustreras antagandena som görs för konsekvensavstånden.



Figur 16. Andel omkomna innanför respektive utanför konsekvensavstånden. Rött kryss i figur markerar utsläppspunkt. Figur av Martin Thomasson.

I Tabell 12 presenteras konsekvensavstånd inomhus baserade på gränsvärdet LC₅₀.

Tabell 12. Avstånd till LC₅₀ inomhus (konsekvensavstånd). Notera att detta avstånd blir noll om det ligger innanför bebyggelsefritt avstånd på 30 respektive 70 m från väggkant.

Scenario	Konsekvensavstånd LC ₅₀ [m]					
	Bebyggelsefritt avstånd 30 m			Bebyggelsefritt avstånd 70 m		
	Utan åtgärd (A)	Med åtgärd (B)	Med åtgärd (C)/(D)	Utan åtgärd (A)	Med åtgärd (B)	Med åtgärd (C)/(D)
Stort utsläpp F 2 m/s	176	0	0	176	0	0
Stort utsläpp D 5 m/s	59	0	0	0	0	0
Medel Utsläpp F 2 m/s	39	0	0	0	0	0
Medel Utsläpp D 5 m/s	0	0	0	0	0	0
Litet utsläpp F 2 m/s	0	0	0	0	0	0
Litet utsläpp D 5 m/s	0	0	0	0	0	0

Avstånd i Tabell 12 baseras på andel omkomna inomhus i doseringsberäkningar i Bilaga F.

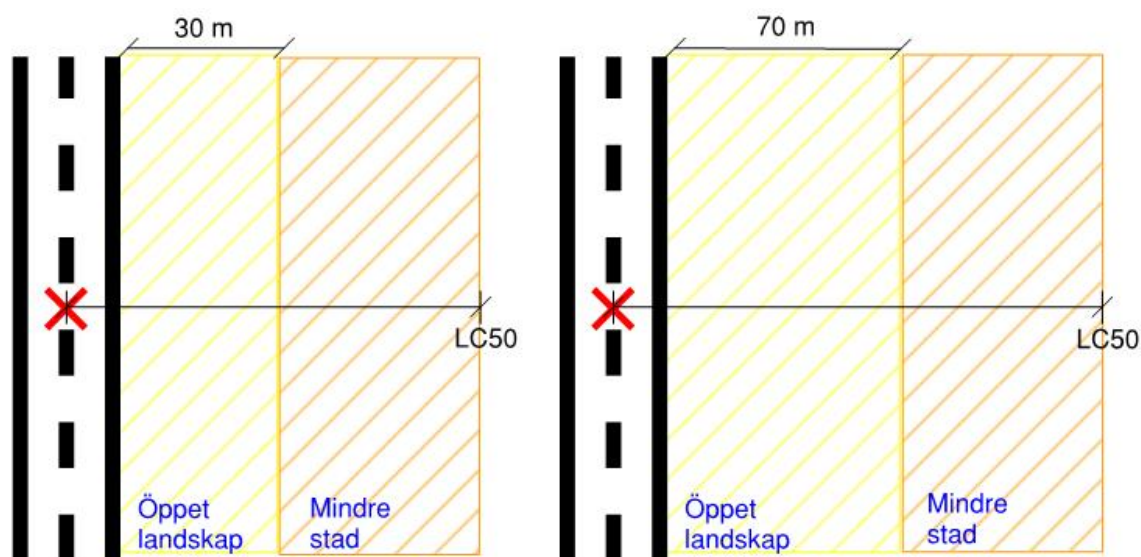
I Tabell 13 presenteras konsekvensavstånd inomhus baserade på gränsvärdet LC₀.

Tabell 13. Avstånd till LC₀ inomhus (konsekvensavstånd). Notera att detta avstånd blir noll om det ligger innanför bebyggelsefritt avstånd på 30 respektive 70 m från väggkant.

Scenario	Konsekvensavstånd LC ₀ [m]					
	Bebyggelsefritt avstånd 30 m			Bebyggelsefritt avstånd 70 m		
	Utan åtgärd (A)	Med åtgärd (B)	Med åtgärd (C)/(D)	Utan åtgärd (A)	Med åtgärd (B)	Med åtgärd (C)/(D)
Stort utsläpp F 2 m/s	287	67	0	287	0	0
Stort utsläpp D 5 m/s	99	0	0	99	0	0
Medel Utsläpp F 2 m/s	65	0	0	0	0	0
Medel Utsläpp D 5 m/s	0	0	0	0	0	0
Litet utsläpp F 2 m/s	0	0	0	0	0	0
Litet utsläpp D 5 m/s	0	0	0	0	0	0

Avstånd i Tabell 13 baseras på andel omkomna inomhus i doseringsberäkningar i Bilaga F.

Konsekvensavstånd utomhus beräknas för bebyggelse med skrovlighetslängden för en mindre stad belägen 30 respektive 70 m från vägsträckan. Avståndet fram till denna bebyggelse antas bestå av öppet landskap. I Figur 17 illustreras dessa beräknade konsekvensavstånd utomhus.



Figur 17. Schematiska konsekvensavstånd med bebyggelse belägen 30 respektive 70 m från vägsträckan. Notera att detta avstånd från utsläppspunkt markerad med rött kryss i figur till koncentrationen för LC₅₀ blir något längre med bebyggelse 70 m ifrån. Detta beror eventuellt på att den större delen av utspädningen startar längre ifrån, vilket ger högre koncentrationer längs med ett större avstånd. Figur av Martin Thomasson.

I Tabell 14 presenteras konsekvensavstånd utomhus baserade på gränsvärdet LC₅₀.

Tabell 14. Avstånd till LC₅₀ utomhus (konsekvensavstånd). Notera att konsekvensavståndet inte påverkas av åtgärden.

Scenario	Konsekvensavstånd LC ₅₀ [m]					
	Bebyggelsefritt avstånd 30 m			Bebyggelsefritt avstånd 70 m		
	Utan åtgärd (A)	Med åtgärd (B)	Med åtgärd (C)/(D)	Utan åtgärd (A)	Med åtgärd (B)	Med åtgärd (C)/(D)
Stort utsläpp F 2 m/s	741	741	741	751	751	751
Stort utsläpp D 5 m/s	212	212	212	229	229	229
Medel Utsläpp F 2 m/s	183	183	183	193	193	193
Medel Utsläpp D 5 m/s	55	55	55	73	73	73
Litet utsläpp F 2 m/s	62	62	62	77	77	77
Litet utsläpp D 5 m/s	0	0	0	0	0	0

Avstånd i Tabell 14 baseras på beräkningsgång som redovisas i Bilaga B.

5.3.3.4 Riskbidrag – förutsättningar

Riskbidraget från scenarier beräknas endast i form av samhällsriskbidrag eftersom placering av friskluftsintag på en byggnad till största delen bedöms påverka risken för en grupp människor inomhus, vilken individriskbidraget ej tar hänsyn till. Utifrån konsekvensavstånd inomhus respektive utomhus i Tabell 12, Tabell 13 och Tabell 14 i avsnitt 5.3.3.3 och slutfrekvenser i Tabell 9 i avsnitt 5.2.3.2, samt antagna persontätheter inomhus respektive utomhus i avsnitt 5.2.3.6 kan samhällsriskbidrag beräknas med respektive utan åtgärd för scenarier vid olycka under transport av ADR-S delklass 2.3 på representativ vägsträcka. Genom att jämföra riskbidrag med respektive utan åtgärd framgår åtgärdens riskreduktion i form av skillnaden i riskbidrag från transport av ADR-S delklass 2.3 på vägsträckan.

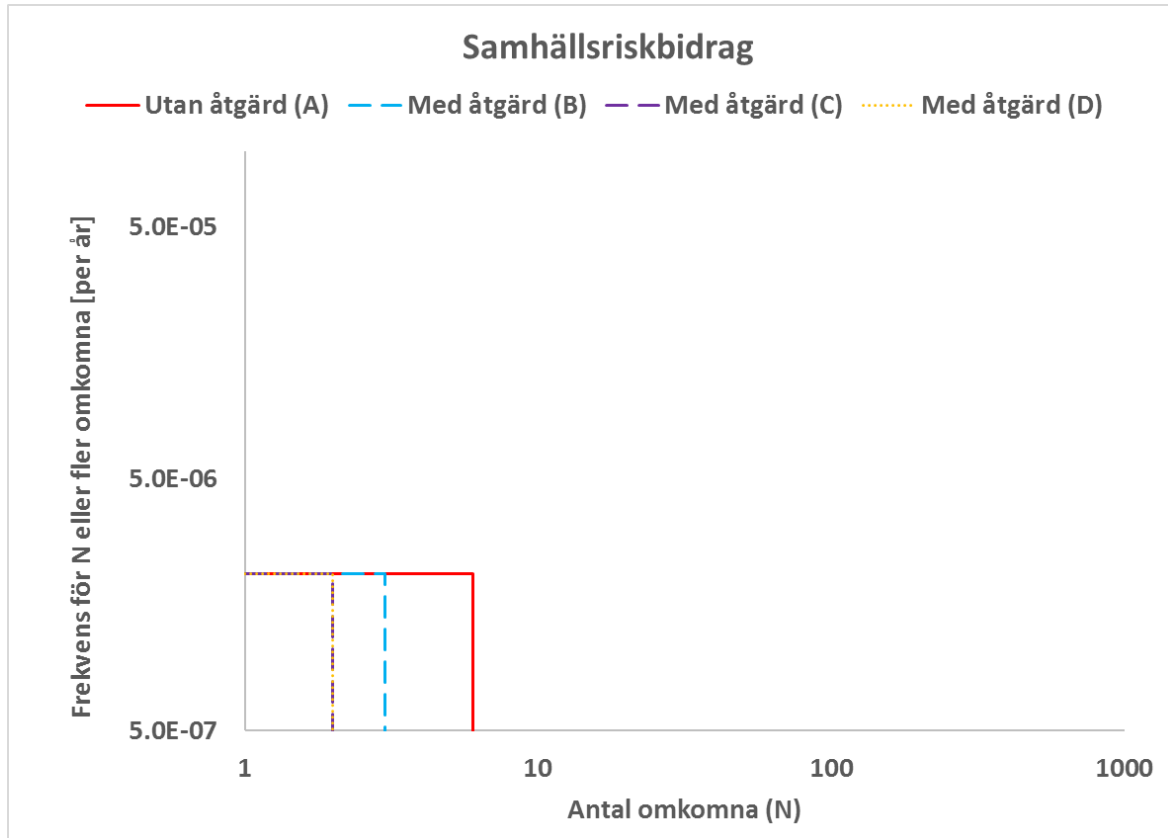
5.3.3.5 Samhällsriskbidrag – förutsättningar

Förutsättningar för beräkningar av samhällsriskbidrag med respektive utan åtgärd motsvaras av förutsättningar beskrivna i avsnitt 5.2.3.6 med undantag för att andelen omkomna inomhus beräknas för respektive scenario utifrån dosering. Dessutom antas att andelen omkomna inom konsekvensavståndet inomhus är 75 respektive 25 procent istället för att vara 10 procent enligt tidigare använd förenkling från Ale och Uijt de Haag (2005). Andelen omkomna inom konsekvensavståndet utomhus antas dock fortfarande vara 100 procent enligt förenklingen från dessa författare. I avsnitt 5.3.4 presenteras samhällsriskbidrag med respektive utan åtgärd i form av F/N kurvor som visar den ackumulerade frekvensen för antalet omkomna per år till följd av en olycka under transport av ADR-S delklass 2.3 på representativ vägsträcka.

I Bilaga G framgår detaljerade beräkningar av samhällsriskbidrag från transporten.

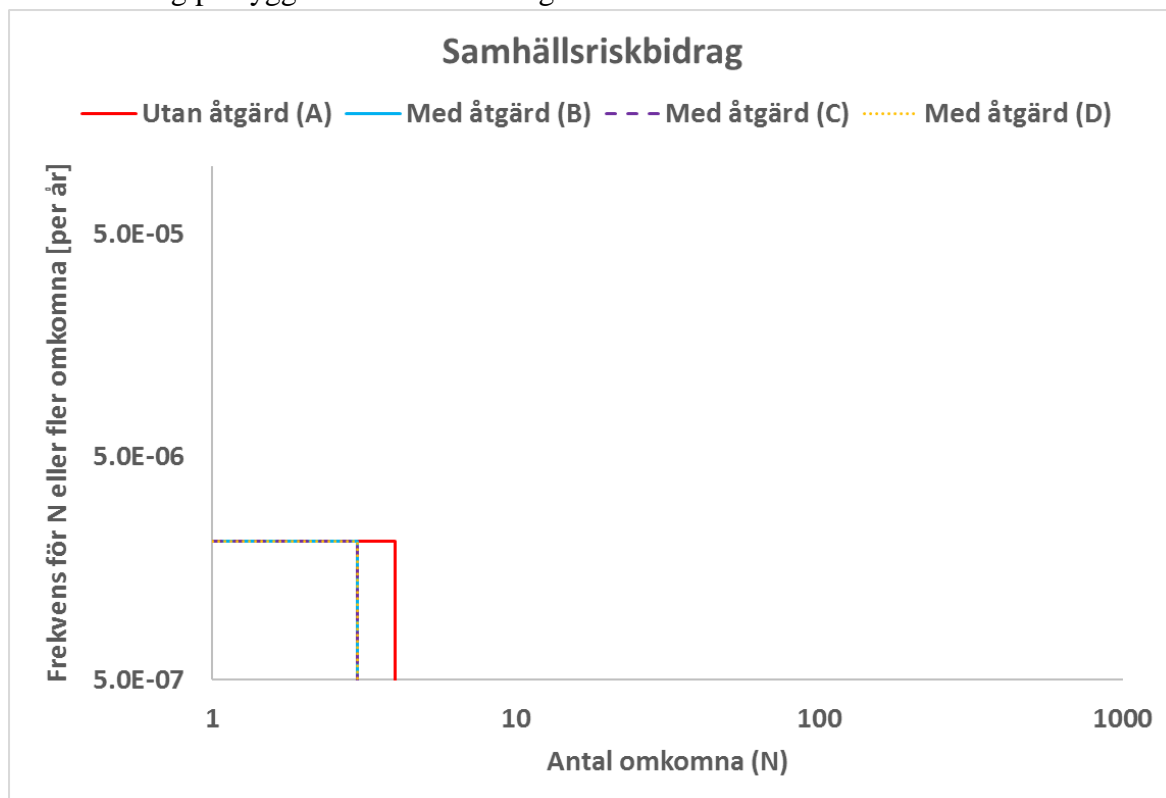
5.3.4 Åtgärdens riskreduktion

I Figur 18 presenteras samhällsrisksbidrag med respektive utan åtgärd i form av placering av friskluftsintag på byggnader 30 m från väg. Notera den markanta skillnaden i antal omkomna.



Figur 18. F/N kurvor visar samhällsrisksbidrag från transport av ADR-S delklass 2.3 på representativ vägsträcka med respektive utan åtgärd. Bokstäver betecknar placering av friskluftsintag. Figur av Martin Thomasson.

I Figur 19 presenteras samhällsrisksbidrag med respektive utan åtgärd i form av placering av friskluftsintag på byggnader 70 m från väg. Notera den markanta skillnaden i antal omkomna.



Figur 19. F/N kurvor visar samhällsrisksbidrag från transport av ADR-S delklass 2.3 på representativ vägsträcka med respektive utan åtgärd. Bokstäver betecknar placering av friskluftsintag. Figur av Martin Thomasson.

I Tabell 15 presenteras minskningen av det förväntade antalet omkomna per år med åtgärd i form av placering av friskluftsintag enligt Figur 14 i avsnitt 5.3.3.1, samt den procentuella reduktionen då antalet omkomna med åtgärd jämförs mot antalet omkomna utan åtgärd.

Tabell 15. Minskning av det förväntade antalet omkomna per år med åtgärd, samt procentuell reduktion inom parantes.

Bebyggelsefritt avstånd från väg [m]	Förväntat antal omkomna per år [st]			
	Utan åtgärd (A)	Med åtgärd (B)	Med åtgärd (C)	Med åtgärd (D)
30	$1,47 \cdot 10^{-5}$	$1,34 \cdot 10^{-5}$ (9)	$1,30 \cdot 10^{-5}$ (11)	$1,30 \cdot 10^{-5}$ (11)
70	$1,39 \cdot 10^{-5}$	$1,34 \cdot 10^{-5}$ (3)	$1,34 \cdot 10^{-5}$ (3)	$1,34 \cdot 10^{-5}$ (3)

$$(9) = (1 - (1,34 \cdot 10^{-5} / 1,47 \cdot 10^{-5})) \cdot 100$$

$$(11) = (1 - (1,30 \cdot 10^{-5} / 1,47 \cdot 10^{-5})) \cdot 100$$

$$(3) = (1 - (1,34 \cdot 10^{-5} / 1,39 \cdot 10^{-5})) \cdot 100$$

Förväntat antal omkomna per år i Tabell 15 baseras på beräkningsgång beskriven i Bilaga G.

6. Diskussion

I detta kapitel presenteras diskussionen av analysen av åtgärdernas riskreduktion.

6.1 Vegetation som skyddszon

Enligt Figur 10 och Figur 12 i avsnitt 5.2.4 är skillnaden i riskbidrag från transport av ADR-S delklass 2.3 på representativ vägsträcka med respektive utan åtgärd i form av vegetation som skyddszon marginell. Spridningsberäkningar visar även att skillnaden i konsekvensavstånd med respektive utan åtgärd i form av vegetation som skyddszon är liten, enligt Tabell 10. Anledningen till att skillnaden i konsekvensavstånd blir liten är för att denna grundas på skillnaden i ekvivalenta avstånd för skyddszoner, vilka redovisas i Tabell 8 i avsnitt 5.2.2. Då skillnaden i ekvivalenta avstånd är liten blir även skillnaden i både konsekvensavstånd och riskbidrag liten eftersom riskbidragen baseras på konsekvensavstånd som i sin tur baseras på ekvivalenta avstånd. Skillnaden i riskbidrag utgörs av jämförelsen av riskbidrag med åtgärd i form av skyddszon bestående av tät skog jämfört mot utan åtgärd då skyddszonen består av öppet landskap. Detta gör att beräknad riskreduktion endast får tolkas som jämförelsen av riskbidraget med åtgärd relativt riskbidraget utan åtgärd. Då storleken på konsekvensavstånd visar sig bero på storleken på skrovlighetslängd för skyddszonen består jämförelsen som görs troligtvis av största konsekvensavstånd jämfört mot minsta konsekvensavstånd, eftersom öppet landskap innehar den minsta skrovlighetslängden för vegetation medan tät skog innehar den största skrovlighetslängden för vegetation enligt Bakkum et al. (2005). Eftersom riskbidragen baseras på konsekvensavstånd leder detta förmodligen till att största riskbidrag jämförs mot minsta riskbidrag, vilket gör att åtgärdens största riskreduktion bör påvisas med denna metodik. Reduktionen av riskbidraget beror dock fortfarande på valet av utgångspunkt för jämförelsen, vilket gör att val av en annan utgångspunkt ger en annan riskreduktion.

Känslighetsanalys visar att skillnaden i konsekvensavstånd med respektive utan åtgärd ökar approximativt linjärt med djupet på skyddszonen, enligt Bilaga D. Förmodligen kommer därför skillnaden i konsekvensavstånd bli ännu större om skyddszonens djup överstiger 30 m. Anledningen till att skillnaden i konsekvensavstånd blir större med en djupare skyddszon är sannolikt för att skillnaden mellan de ekvivalenta avstånden med respektive utan åtgärd blir större. Eftersom skillnaden mellan konsekvensavstånd med respektive utan åtgärd ligger till grund för reduktionen av riskbidraget kan åtgärdens riskreduktion konstateras öka med större djup på skyddszonen. En djupare skyddszon skapar troligen även mer turbulens och orsakar därmed större utspädning av gasen, vilket leder till en ökning av åtgärdens effekt.

Då gränsvärdet IDLH är sju gånger mindre än beräknat värde för LC₅₀ vid 30 min exponering av svaveldioxid enligt Bilaga E medför beräkningarna att konsekvensavstånden blir konservativa, eftersom avståndet till koncentrationen för IDLH blir större än avståndet till LC₅₀. Dock bör inte åtgärdens riskreduktion påverkas av valet av gränsvärde eftersom riskreduktionen baseras på skillnaden i konsekvensavstånd med respektive utan åtgärd, vilken borde vara samma eftersom de ekvivalenta avstånden för skyddszonerna inte påverkas av valet av gränsvärde och längden av konsekvensavstånden i sig. Den riskreducerande effekten av vegetation som skyddszon kan dock konstateras öka vid högre vindhastigheter eftersom konsekvensavstånden i Tabell 10 blir mindre för samma utsläppsstorlek vid en högre vindhastighet. Detta beror sannolikt på faktumet att turbulensen är proportionerlig mot vindhastigheten enligt Fischer et al. (1998) och högre vindhastighet skapar därmed större turbulens, vilket gör att gasmolnet späds ut ännu mer när det passerar skyddszonen.

Enligt Tabell 10 är konsekvensavstånd från analytiska beräkningar större än jämförande konsekvensavstånd från datorprogrammet Spridning Luft för näst intill samtliga scenarier. Anledningen till skillnaden kan vara att en konstant och tidsberoende källstyrka används i ekvationer hämtade från Fischer et al. (1998) medan en tidsberoende källstyrka används i datorprogrammet. En konstant källstyrka för utsläppets varaktighet medför sannolikt högre koncentrationer än om källstyrkan hade varit tidsberoende då källstyrkan succesivt ökar med tiden i början av utsläppet fram till ett stabilt tillstånd varefter källstyrkan minskar till dess att utsläppet är helt slut (B. Andersson, personlig kommunikation, 22 november, 2016), vilket bör skapa mindre koncentrationer över samma tid. Skillnaden i konsekvensavstånd mellan analytiska beräkningar och simuleringar i Spridning Luft bedöms överlag vara tillräckligt liten för att beräknade konsekvensavstånd ska anses vara rimliga. Enligt Tabell 10 är dock skillnaden cirka 500 m för scenario med stort utsläpp, stabilitetsklass F och vindhastighet 2 m/s, vilket är det enda scenario där datorprogrammet visar sig ge större konsekvensavstånd än analytiska beräkningar. Detta kan bero på att Spridning Luft överskattar koncentrationer på avstånd mycket långt bort från utsläppskällan (B. Andersson, personlig kommunikation, 22 november, 2016).

Ytterligare en orsak till skillnaden i konsekvensavstånd mellan analytiska beräkningar och simuleringar i Spridning Luft kan vara att konsekvensavstånd från analytiska beräkningar bygger på framtagna ekvivalenta avstånd, vilka inte används i datorprogrammet. Skillnaden mellan framtagna ekvivalenta avstånd i Tabell 8 i avsnitt 5.2.2 är överlag liten oberoende av utsläppsstorlek, vindhastighet och stabilitetsklass. Möjligtvis beror detta på att de ekvivalenta avstånden utgörs av relativt korta avstånd från utsläppskällan, vilket generellt kan göra gasens utspädning mindre. Detta kan eventuellt också förklara den ringa skillnaden mellan ekvivalenta avstånd för skyddszoner med olika skrovlighetslängd, vilken ligger till grund för skillnaden i konsekvensavstånd. Den skillnad som dock finns är störst för scenarier med en högre vindhastighet, vilket ytterligare talar för att åtgärdens effekt ökar med vindhastigheten.

Beräkningarna av konsekvensavstånd baseras på antagandet om ekvivalenta avstånd, vilket innebär att olika avstånd med olika skrovlighetslängd kan översättas till varandra i en punkt då dessa avstånd ger upphov till samma koncentration och att spridningen från denna punkt sker likadant oavsett spridningen fram till denna punkt. Antagandet medför förenklingen att spridningen sker likadant efter ett bestämt avstånd bestående av tät skog som efter ett bestämt avstånd bestående av öppet landskap. Denna förenkling bortser från resteffekter skapade av skogen i form av ökad turbulens i det övre gränsskiktet ovan skogen, vilken kvarstår för ett visst avstånd efter skogen (J. Burman, personlig kommunikation, 29 november, 2016). För att koncentrationen bakom skogen ska kunna jämföras med koncentrationen för öppet landskap behöver därför ett nytt gränsskikt bildas där denna effekt inte längre kvarstår (J. Burman, personlig kommunikation, 29 november, 2016). Detta gör att i en punkt där koncentrationen är samma som för öppet landskap finns sannolikt inte skogen längre kvar, vilket talar emot antagandet. Då den gaussiska spridningsmodellen inte kan ta hänsyn till turbulensen från skogen fungerar dock antagandet för denna modell och resteffekten från skogen gör att åtgärdens effekt underskattas då den turbulens som skyddszonen skapar bibehålls för ett visst avstånd bakom denna. Detta talar för att antagandet kan ge en indikation om åtgärdens effekt även om inte använd spridningsmodell är tillräckligt sofistikerad för att kvantifiera effekten.

Med hjälp av antagandet om ekvivalenta avstånd kan minskningen av konsekvensavstånd för olika typ av bebyggelse beräknas som effekt av åtgärden. Eftersom minskningen baseras på skillnaden mellan ekvivalenta avstånd för skydds zoner påverkas åtgärdens effekt inte av vad som finns bakom skydds zonen. Begränsningen med den gaussiska spridningsmodellen som endast kan ta hänsyn till en konstant skrovlighetslängd inom ett bestämt avstånd medför dock förenklingen att utsläppet sker i början på skydds zonen istället för på vägen, vilken har en annan skrovlighetslängd än skydds zonen. Därmed bortses från den initiala utspädningen av gasen från utsläppspunkten till början av skydds zonen, vilken dock anses vara relativt liten. Dessutom skulle även utsläppet kunna ske precis vid väggkanten och därmed i början av skydds zonen, vilket denna förenkling representerar. Begränsningen innebär även att skrovlighetslängden är homogen inom såväl skydds zonen som den mindre staden bakom. Denna förenkling medför en konstant skrovlighetslängd för vegetationen inom skydds zonen och bortses därför från att lövfällande vegetation är mindre tät under vinterhalvåret, vilket påverkar skrovlighetslängden och även effekten av åtgärden. Följaktligen bör skydds zonen utgöras av vegetation som inte är lövfällande för att ge åtgärden samma effekt året runt. Eftersom även använd version av datorprogrammet Spridning Luft endast kan ta hänsyn till en konstant skrovlighetslängd inom ett och samma avstånd finns behov av att utveckla modeller som kan ta hänsyn till olika skrovlighetslängd inom samma avstånd. Dessutom bedöms betydligt fler skrovlighetslängder behövas för att kunna representera olika typer av vegetation och bebyggelse i modellen.

Användandet av parametern skrovlighetslängd för att påvisa vegetationens effekt på spridningen av giftig gas medför i sig viss osäkerhet eftersom kopplingen mellan en specificerad vegetationstyp och värdet på skrovlighetslängden är osäker framförallt för höga värden, vilka utgörs av grova uppskattningar enligt Bakkum et al. (2005). Detta gör att skrovlighetslängden skulle kunna vara både högre eller lägre än använda värden, vilka ligger till grund för åtgärdens beräknade effekt i analysen. I beräkningarna av åtgärdens effekt har skrovlighetslängden använts för att påvisa avståndseffekten av skydds zoner med olika typ av vegetation och det är därför avståndet för skydds zonen tillsammans med skrovlighetslängden för skydds zonen som ger upphov till reduktionen av konsekvensavstånd. Det ska därför poängteras att beräkningarna inte visar effekten av enskilda hinder såsom träd och buskar utan av olika skydds zoner bestående av vegetation med en viss skrovlighetslängd. Inom avståndet för skydds zonen förekommer dock enskilda hinder vilka tillsammans ger upphov till den skrovlighetslängd som gäller för hela skydds zonen. Enligt Bakkum et al. (2005) kan inte heller den gaussiska spridningsmodellen uppskatta effekten av enskilda hinder såsom träd och buskar genom att öka skrovlighetslängden i beräkningarna. Dessa författare menar på att effekten av hinder endast kan modelleras med hjälp av vindtunneexperiment eller genom simuleringar i Computational Fluid Dynamics (CFD). För att kunna kvantifiera skydds zonen effekt med större precision bedöms CFD-simuleringar krävas för att kunna ta hänsyn till den turbulens som bildas bakom den täta skogen som skydds zonen består av och därmed bättre fånga resteffekten från skogen. Ett förslag på framtida forskningsuppslag består därför av en fördjupad utvärdering av åtgärdens effekt med hjälp av CFD-simuleringar.

Osäkerhet beträffande åtgärdens beräknade riskreduktion härstammar från att effekten av åtgärden endast bedöms mot gasen svaveldioxid, vilket innebär att effekten skulle kunna variera för andra gaser då de kemiska och fysikaliska egenskaperna mellan olika gaser skiljer sig åt enligt Halmemies (2000). Eftersom svaveldioxid är en tung gas kan effekten variera för lättare gaser vilka inte tagits hänsyn till i analysen. För lättare gaser kommer vinden troligtvis ha en större påverkan på spridningen och då vindhastigheten bedöms ha en positiv korrelation till åtgärdens effekt, samt är proportionerlig mot turbulensen enligt Fischer et al. (1998), blir rimligen den turbulens som vegetationen skapar då ännu viktigare att fånga för att bestämma åtgärdens effekt på spridningen för denna typ av gaser. Eftersom valet av representativt ämne bestämmer gränsvärdet IDLH bör längden av konsekvensavståndet i sig att ändras vid val av annat ämne än svaveldioxid. Men då de ekvivalenta avstånden för skyddszoner, vilka ligger till grund för skillnaden i konsekvensavstånd med respektive utan åtgärd, inte borde påverkas av gränsvärdet bedöms inte heller åtgärdens riskreduktion påverkas av detta val. Dock kan åtgärdens riskreduktion påverkas av om gasen inte är tillräckligt giftig för att nå fram till bostadsområden då dessa är belägna långt ifrån utsläppet, vilket gör åtgärden verkningslös.

För att bestämma den totala riskreduktionen från åtgärden behöver den totala effekten mot samtliga klasser av farligt gods som transporteras på vägsträckan bestämmas. Den generella utmaningen vid värderingen av en åtgärds totala effekt bedöms bestå av svårigheten att bedöma effekten mot olika klasser och sedan sammanväga bedömningarna till en total effekt, eftersom effekten kan variera beroende på vilka klasser av farligt gods som effekten bedöms mot. Då åtgärdens effekt bedöms vara störst mot den delklass som analysen avgränsas till, samt endast ha betydande effekt mot gaser kan den beräknade effekten av åtgärden mot delklass 2.3 förmodligen ge en god indikation om den totala effekten mot klass 2, vilken endast består av gaser. Om denna klass av farligt gods var den enda som transporterades på vägsträckan skulle därmed bedömningen av åtgärdens totala effekt underlättas. Då använda modeller inte kan fånga resteffekter från åtgärden i form av efterföljande turbulens bör dock effekten mot delklass 2.3 underskattas. Samtidigt bedöms delklassens relativa effekt jämfört mot andra klasser överskattas eftersom en konservativ fördelning ansätts för transporten av delklassen på vägsträckan. I genomsnitt utgör sannolikt transportererna av delklass 2.3 en mindre andel av de totala transportererna av farligt gods, vilket gör att den relativa effekten då blir mindre jämfört mot andra klasser som transporteras på vägen.

Åtgärden bedöms skapa ett mervärde i form av att kunna reducera föroreningarna från trafik på vägen, samt genom att dämpa bullret från vägen. En skyddszon bestående av tät skog kan dock vara svår att skapa utifrån befintlig bebyggelse och framförallt i städer där skogsmark är sällsynt. Plantering av tät granskog utgör möjligtvis ett alternativ som skyddszon, men vilka dimensioner på denna som krävs för att uppnå avsedd skrovlighetslängd är fortfarande okänt, samt tiden det tar för träden att växa sig tillräckligt stora. Det finns möjlighet att reglera en markytas vegetation i planbestämmelse i detaljplan enligt 4 kap. 10§ PBL (2010:900) enligt J. Lundqvist (personlig kommunikation, 11 oktober, 2016). Då åtgärden i sig innebär en skyddszon skapad av vegetationen kan denna regleras som en skyddsåtgärd enligt 4 kap. 12§ punkt 1 PBL (2010:900) (J. Lundqvist, personlig kommunikation, 11 oktober, 2016). Ytterligare en mervärdeseffekt med åtgärden är eventuellt att skyddszonen med vegetation kan fördröja spridningen av gasen, vilket ger en positiv inverkan på tidsaspekten och människors möjligheter till utrymning. För att bekräfta denna effekt krävs förmodligen tidsberoende simuleringar av människors rörelsemönster i samband med gasspridningen.

6.2 Placering av friskluftsintag

Enligt Figur 18 och Figur 19 i avsnitt 5.3.4 är skillnaden i riskbidrag från transport av ADR-S delklass 2.3 på representativ vägsträcka med respektive utan åtgärd i form av placering av friskluftsintag markant. Doseringsberäkningar visar även att skillnaden i andel omkomna inomhus med respektive utan åtgärd är betydande, vilket visar sig genom den framträdande skillnaden i konsekvensavstånd inomhus med respektive utan åtgärd. Eftersom skillnaden i riskbidrag till stor del beror på skillnaden i konsekvensavstånd inomhus med respektive utan åtgärd blir även skillnaden i riskbidrag stor. Anledningen till att andelen omkomna inomhus får så stor påverkan på riskbidraget är sannolikt för att de flesta människor antas befinna sig inomhus enligt antagande från Stenberg (2007). Andelen omkomna inomhus beror i sin tur på dosen svaveldioxid som beräknas från koncentrationen inomhus. Reduktionen av riskbidraget kan därmed härledas till skillnaden i koncentration med olika placeringar av friskluftsintag enligt Figur 14 i avsnitt 5.3.3.1. Eftersom åtgärdens reduktion av riskbidrag från transport av ADR-S delklass 2.3 utgörs av jämförelsen av riskbidrag för dessa placeringar blir det en relativ riskminskning som beräknas. Därmed beror åtgärdens framtagna riskreduktion på vald utgångspunkt för jämförelsen. I beräkningar av åtgärdens riskreduktion väljs placering av friskluftsintag på framsida i marknivå som utgångspunkt, eftersom denna placering bedöms ge störst koncentration inomhus jämfört med andra placeringar. Därför är det osannolikt att åtgärdens riskreduktion är större än den som beräknas med använd metodik.

Placeringen av friskluftsintag på byggnadens baksida får en stor effekt på antalet omkomna i Figur 18 då byggnaden är belägen 30 m från vägsträckan medan samma placering ger en mindre effekt på antalet omkomna i Figur 19 då byggnaden är belägen 70 m från vägsträckan. Möjligtvis beror detta på att mer luft blandas in i gasplymen efter 70 m och därför blir denna lättare, vilket gör att spridningen i högre grad styrs av vinden och eventuellt blir det därför lättare för gasen att nå runt byggnaden. Efter 30 m är gasplymen tyngre vilket eventuellt gör det svårare för gasplymen att nå runt byggnaden då gravitationen driver spridningen framåt i högre grad än vinden. Placeringen av friskluftsintag på 6 respektive 12 m höjd får stor effekt på antalet omkomna i Figur 18 då byggnaden är belägen 30 m från vägsträckan medan samma placering ger samma effekt som att placera friskluftsintaget på baksidan i Figur 19 då byggnaden är belägen 70 m från vägsträckan. Orsaken till detta kan vara att gasplymen är tyngre efter 30 m än efter 70 m, vilket gör att gasplymen har svårare att nå upp till friskluftsintaget då byggnaden är belägen 30 m från vägsträckan. Placering av friskluftsintag på 6 respektive 12 m höjd ger samma effekt på antalet omkomna i Figur 18 och Figur 19. Förmodligen beror den likartade effekten på att gasplymen är för tung för att nå upp till friskluftsintaget på 6 m höjd för de flesta scenarier, vilket gör att minskningen av koncentrationen inomhus blir ungefärligen den samma för dessa höjder på friskluftsintaget.

Åtgärdens effekt i form av reduktion av inomhuskoncentration beror förmodligen även på skyddseffekten av byggnaden i sig. Enligt Fischer et al. (1998) sker deponering av gasen i ventilationskanaler och på andra ytor inomhus, vilket sänker koncentrationen. Eftersom gaskoncentrationen inomhus beror på koncentrationen utomhus av den gas som läcker in i byggnaden påverkar eventuellt även byggnadens geometri koncentrationen. Detta bekräftas av Krogstad och Pettersen (1986) vilka hävdar att koncentrationer på byggnadens yta påverkas av förhållandet mellan byggnadens höjd och gasmolnets höjd, där en hög byggnad i förhållande till ett lågt moln ger lägre koncentrationer. Dessa författare påstår även att koncentrationsnivåer på byggnadens yta ökar desto längre byggnaden är i flödesriktningen. Därmed skiljer sig förmodligen åtgärdens effekt för olika geometrier på byggnaden. Vid försök som utförs på Thorney Island studeras koncentrationer runt om en kubisk byggnad med längden 9 m vid ett momentant utsläpp av tung gas (Davies & Singh, 1985). I försöken uppmäts koncentrationen på byggnadens framsida till cirka 4,8 vol% medan koncentrationen på byggnadens baksida uppmäts till cirka 2,2 vol% (Rigas & Sklavounos, 2004). Detta motsvarar en större reduktionskvot för byggnadens baksida än den som används i detta arbete och leder till en lägre koncentrationsminskning, vilket ytterligare bekräftar att byggnadens geometri påverkar effekten av åtgärden. Mot bakgrund av resonemang om byggnadens geometri bör en tung gas logiskt sett ha lättare att nå runt en smal byggnad och över en låg byggnad, vilket gör att en både bred och hög byggnad borde skapa lägst koncentrationer på byggnadens baksida och därmed störst skydd mot ett gasutsläpp. Byggnadens avstånd från vägen anses också påverka åtgärdens effekt eftersom gasen hinner spädas ut mer med luften då byggnaden är belägen längre ifrån utsläppet och därmed blir koncentrationerna mindre.

En begränsning med analytiska beräkningar är att framtagna reduktionskvoter för byggnadens framsida respektive baksida baseras på vindtunnelexperiment med freon som tung gas och inte svaveldioxid. Dock är som tidigare konstaterats densiteten för freon högre än för svaveldioxid enligt Bakkum et al. (2005), vilket gör att koncentrationerna sannolikt inte underskattas, eftersom vindens utspädning av gasen förmodligen hade blivit större med en lättare gas i form av svaveldioxid. Möjligen blir koncentrationerna därför mindre på byggnadens framsida respektive baksida med svaveldioxid som tung gas, vilket skapar osäkerhet kopplat till reduktionskvoterna som baseras på förhållandet mellan koncentrationer med respektive utan byggnad i vindtunnelexperiment utförda av Krogstad och Pettersen (1986). En mindre felkälla med beräkningarna är även att enhetsomvandlingen av koncentrationen från vol% till mg/m^3 utgår från att densiteten av gasen utomhus respektive inomhus kan likställas. Eftersom densiteten av gasen beror på omgivningens tryck och temperatur enligt Bakkum et al. (2005) varierar denna sannolikt utomhus över året till skillnad från inomhus. Dessutom kan densiteten för den blandning av gas och luft som läcker in i byggnaden vara högre än densiteten för luften inomhus, vilket kan skapa ett skikt av blandningen närmast golvet i motsats till antagandet om perfekt omblandning från Harris (1983). Dock är uppmätta koncentrationer av gasen relativt låga intill byggnaden, vilket gör att densiteten för den blandning av gas och luft som läcker in i byggnaden förmodligen inte är särskilt mycket högre än densiteten för luften. Förenklingen att byggnaden är helt tät under gasmolnets passage stämmer förmodligen väl för moderna byggnader med tätt klimatskal och central ventilation. Dock är det osäkert om samtliga byggnader inom området som påverkas av utsläppet är helt täta under gasmolnets passage, eftersom det kan finnas en risk för att personer inomhus öppnar fönster eller dörrar för att vädra ut gasen som har en stark lukt.

En förenkling som görs i beräkningar av riskbidrag består av att andelen omkomna i en byggnad antas representera andelen omkomna i samtliga byggnader inom området som påverkas av utsläppet. Detta förutsätter att byggnaderna inom området är likadana med avseende på bland annat volym, ventilation och personvistelse. Att förutsätta att utsläppet sker i ett område med homogen byggnation utgör förmodligen en felkälla i många fall. Dessutom förutsätter beräkningar av riskbidrag att samtliga personer som vistas utomhus omkommer och därmed beaktas inte att flertalet personer som har möjlighet förmodligen flyr inomhus då de känner av den starka lukten från ett svaveldioxidutsläpp. Beroende på förutsättningarna för personer som exponeras för gasen att ta sig inomhus kan därmed antalet omkomna vara betydligt lägre än vad som beräknats, eftersom en väsentligt mindre andel av personerna som vistas inomhus omkommer. Detta bekräftas av beräkningsexempel i Fischer et al. (1998) där det antas två olika grupper för exponeringen vid ett svaveldioxidutsläpp. Den ena gruppen av personer befinner sig inomhus under hela utsläppet medan den andra gruppen inledningsvis befinner sig utomhus men flyr inomhus under utsläppet, vilket leder till att skadeutfallet i form av antalet omkomna blir noll i exemplet (Fischer et al., 1998).

Ytterligare en förenkling med analytiska beräkningar består av att andelen omkomna inomhus baseras på beräkningar med en konstant skrovlighetslängd för avståndet fram till byggnad. Eftersom avståndet fram till byggnad antas ha en skrovlighetslängd motsvarande öppet landskap blir dock koncentrationerna förmodligen överskattade på grund av att detta underlag skapar mindre utspädning av gasen. Detta gör att förenklingen ger en konservativ skattning av andelen omkomna inomhus då denna andel baseras på koncentrationen av gasen som läcker in i byggnaden via friskluftsintaget. Ännu en förenkling med beräkningarna utgörs av att framtagna reduktionskvoter för friskluftsintagets placering i höjdled baseras på simulerade inomhuskoncentrationer i byggnad belägen 30 respektive 70 m från vägsträckan. Eftersom att koncentrationen av gasen inomhus sannolikt blir mindre på större avstånd från utsläppet till följd av ökad utspädning längs med avståndet skapas osäkerhet kopplat till reduktionskvoterna för byggnader belägna på större avstånd från utsläppet.

Inomhuskoncentrationer från datorprogrammet Spridning Luft som används för att ta fram reduktionskvoter för friskluftsintagets placering i höjdled är generellt betraktat större än koncentrationer inomhus från analytiska beräkningar. Skillnaden i koncentration är större i byggnad belägen 30 m från utsläppspunkt än i byggnad belägen 70 m ifrån. Den modell som används i datorprogrammet för att beräkna inomhuskoncentrationer är okänd, men tar förmodligen inte hänsyn till på vilken sida om byggnaden som friskluftsintaget placeras, eftersom detta inte går att ange som indata. För analytiska beräkningar är koncentrationer med friskluftsintag placerat på framsidan mest lika dem från Spridning Luft, vilket gör att den hänsyn som tas till placering på baksidan kan vara en förklaring till skillnaden. Enligt B. Andersson (personlig kommunikation, 22 november, 2016) är datorprogrammet inte heller bra på att bestämma koncentrationer på mycket nära avstånd från utsläppskällan, vilket möjligtvis kan vara ytterligare en förklaring till skillnaden. Eftersom inomhuskoncentrationer i byggnad belägen 70 m från vägen mer liknar koncentrationer från Spridning Luft än i byggnad belägen 30 m från vägen stöds detta påstående. Skillnaden mellan analytiska beräkningar och simuleringar i datorprogrammet bedöms överlag vara i sådan ringa omfattning att analytiskt beräknade inomhuskoncentrationer anses vara högst rimliga.

Analytiska beräkningar tar dock inte hänsyn till den turbulens som byggnaden skapar eftersom använda modeller är för primitiva för att ta hänsyn till denna. Förmodligen kan turbulensen endast modelleras med hjälp av simuleringar i Computational Fluid Dynamics (CFD). Enligt Bakkum et al. (2005) kan effekten av enskilda hinder endast beaktas genom vindtunneexperiment eller CFD-modellering. I beräkningarna används koncentrationer från vindtunneexperiment utförda av Krogstad och Pettersen (1986) för att bestämma redovisade reduktionskvoter för byggnadens framsida respektive baksida och därmed bedöms effekten av byggnaden kunna tillgodoräknas på ett korrekt sätt även om inte turbulensen modelleras med hjälp av CFD-simuleringar. För att med större precision kunna avgöra åtgärdens effekt bedöms dock CFD-simuleringar krävas för att mer exakt kunna bestämma koncentrationer på byggnadens utsida och baserat på detta kunna fastslå lämpliga placeringar av friskluftsintag. Ett förslag på framtida forskningsuppdrag består därför av en fördjupad utvärdering av åtgärdens effekt med hjälp av CFD-simuleringar.

Antalet personer som omkommer på grund av utsläppet konstateras vara relativt lågt då under tio personer omkommer enligt Figur 18 och Figur 19 i avsnitt 5.3.4 till skillnad från Figur 12 i avsnitt 5.2.4 då cirka 180 personer omkommer. Anledningen till skillnaden är förmodligen att andelen omkomna inomhus antas vara konstant inom avståndet för IDLH medan andelen omkomna inomhus beräknas utifrån dosering inom avståndet för LC₅₀. Andelen omkomna personer från utsläpp av giftig gas minskar även kraftigt med avståndet från utsläppet enligt Stenberg (2007). Dock kan andelen skadade personer vara högre på längre avstånd från utsläppet enligt denne författare. I beräkningsexempel från Fischer et al. (1998) omkommer ingen person inomhus från utsläpp av giftig gas medan en stor andel personer däremot skadas, vilket bekräftar att antalet omkomna från utsläpp av giftig gas verkar vara relativt lågt. Då giftig gas främst verkar orsaka konsekvenser i form av skador på personer som exponeras för gasen är det möjligt att åtgärdens fulla potential inte återspeglas i framtagna F/N kurvor, eftersom dessa kurvor enbart visar konsekvensen i form av antalet omkomna.

Åtgärden bedöms medföra en mervärdeseffekt i form av att placeringen kan motverka inläckning av föroreningar från transportleden, vilket gör att luften inomhus blir renare. Även om ventilationen förmodligen filtrerar luften kan placeringen eventuellt göra det svårare för föroreningar och andra illaluktande gaser att nå in i byggnaden. Detta går i linje med allmänt råd enligt 6 kap. 22§ Boverkets byggregler (BBR) (2016:6) om att kvaliteten av luften som tillförs byggnaden bör säkerställas genom lämplig placering av uteluftsintag. En nackdel med åtgärden kan eventuellt vara att placeringen av friskluftsintaget påverkar lokaliseringen av fläktrum och därmed dispositionen av byggnaden. Inomhusklimatet kan eventuellt också påverkas av åtgärden om placeringen inverkar på luftgenomströmningen i byggnaden och därmed kravet enligt 6 kap. 21§ BBR (2016:6) angående god luftkvalitet inomhus. Eventuellt kan även placering på motsatta sidan av vägen komma i konflikt med allmänna råd från Boverket (2008) angående tyst sida i bostäder om detta leder till att fläktrum behöver placeras på den tysta sidan av byggnaden. Det finns möjlighet att reglera åtgärden i planbestämmelse i detaljplan enligt 4 kap. 14§ PBL (2010:900), vilken omfattar villkorade säkerhetsåtgärder för mark eller bebyggelse (J. Lundqvist, personlig kommunikation, 11 oktober, 2016).

6.3 Olika gränsvärden

Användandet av två olika gränsvärden för beräkningarna av åtgärdernas riskreduktion medför viss inkonsekvens även om de olika valen av gränsvärde motiveras utifrån den metodik som används. För att vara konsekvent i beräkningarna skulle gränsvärdet LC_{50} med fördel kunna användas för båda åtgärderna, dock påverkas inte åtgärd i form av vegetation som skyddszon av valet av gränsvärde, eftersom åtgärdens effekt beror på skillnaden i ekvivalenta avstånd. I det ideala fallet skulle ett generellt gränsvärde användas, som motsvarar den koncentrationen för vilken människor omkommer både inomhus och utomhus. På grund av att det finns stora osäkerheter vid mänsklig exponering för giftiga gaser används dock olika gränsvärden och förenklingar generellt (Fischer et al., 1998), vilket kan påverka risken på olika sätt. Genom antagandet att samtliga personer som vistas inom avståndet för LC_{50} omkommer och att ingen person utanför avståndet omkommer överskattas antalet omkomna personer inom avståndet medan antalet omkomna personer utom avståndet underskattas. Detta leder till att risken för personer inom avståndet för LC_{50} överskattas medan risken för personer bortom avståndet underskattas. Genom antagandet att samtliga personer som vistas inom avståndet för IDLH omkommer överskattas antalet omkomna personer inom avståndet, eftersom IDLH visat sig vara sju gånger lägre än beräknat värde för LC_{50} vid 30 minuters exponering för gasen svaveldioxid. Detta leder till att risken för personer inom avståndet för IDLH överskattas.

6.4 Generella osäkerheter

Osäkerheterna med riskanalysen i sig bedöms vara relativt omfattande och utgörs i stor utsträckning av osäkerhet i ingående variabler i de modeller som används. Exempelvis används enbart ett fåtal punktvärden för parametrar såsom källstyrka, stabilitetsklass och vindhastighet i spridningsberäkningar, vilket gör att beräknade konsekvensavstånd blir giltiga endast för dessa specifika punktvärden för parametrarna. Likaså bygger doseringsberäkningar på reduktionskvoter som är baserade på enstaka punktvärden av koncentrationer, vilket gör att effekten blir giltig endast för dessa specifika förutsättningar. Dessutom är flertalet av de antaganden och förenklingar som görs med avseende på bland annat befolkningstäthet, byggnader och förutsättningar för ventilation förknippade med stor osäkerhet i ingående variabler. Även andelen farligt gods i form av ADR-S delklass 2.3 som transporteras på vägsträckan bedöms vara förknippad med stor osäkerhet då denna andel förmodligen kan variera beroende på tidpunkt. Genom ytterligare känslighetsanalys hade dessa parametrars inverkan på analysresultatet kunnat fastställas. Variabelosäkerheten fortplantas till analysen av åtgärdernas riskreduktion där ytterligare osäkerhet utgörs av de förenklingar som använda spridnings- och doseringsmodeller medför i form av att t.ex. turbulensen inte inkluderas, samt att perfekt omblandning antas vid inläckning i byggnad. Dessa modellosäkerheter påverkar resultatet av både spridnings- och doseringsberäkningar, vilket i sin tur har en inverkan på den framtagna risken. På grund av dessa modellosäkerheter tillsammans med den stora osäkerheten i ingående variabler bedöms osäkerheten i analysresultatet vara tillräckligt stor för att beräknad riskreduktion ska betraktas som en indikation istället för ett exakt värde.

6.5 Sammanfattning

Sammanfattningsvis bedöms vegetation som skyddszon skapa en marginell riskreduktion i form av reduktion av riskbidrag från transport av ADR-S delklass 2.3 jämfört med den stora effekt mot giftiga gaser som framhävs i antagande från Boverket och Räddningsverket (2006). Även om åtgärdens effekt underskattas på grund av modellen som används utgör transporten en mindre andel av den totala transporten av farligt gods, samtidigt som effekten varierar för andra klasser, vilket gör den totala effekten från åtgärden förknippad med stor osäkerhet. Troligen är dock den totala effekten från åtgärden liten eftersom den översiktliga bedömningen av åtgärdens effekt mot andra klasser visar att effekten är försvinnande liten. Eftersom använda modeller anses vara för primitiva för att ge ett exakt värde på åtgärdens riskreduktion ska beräknad reduktion av riskbidrag från transport av ADR-S delklass 2.3 tolkas som en indikation på reduktionen. Beräkningsresultatet ska därmed tillämpas som ett diskussionsunderlag, vilket kan ge vägledning för ytterligare forskning om åtgärdens effekt.

Samtidigt bedöms placering av friskluftsintag skapa en markant riskreduktion i form av reduktion av riskbidrag från transport av ADR-S delklass 2.3, vilket bekräftar påståenden från Fischer et al. (1998). Det finns dock en stor osäkerhet kopplat till använda reduktionskvoter som baseras på en tyngre gas än svaveldioxid och dessutom på datorsimuleringar av enskilda koncentrationer för specifika avstånd. Den övergripande analysen visar ändå att åtgärden har viss effekt mot samtliga klasser av farligt gods som innefattar spridning av gas. Detta gör att den totala effekten mot samtliga klasser förmodligen är relativt stor då flertalet klasser kan orsaka gasbildning enligt MSBFS 2015:1. Sannolikt är därför åtgärdens totala riskreduktion relativt betydande. Dock är osäkerheterna med den detaljerade analysen omfattande och beräknad reduktion av riskbidrag från transport av ADR-S delklass 2.3 ska därför tolkas som en indikation på åtgärdens riskreduktion. Beräkningsresultatet ska därmed tillämpas som ett diskussionsunderlag, vilket kan ge vägledning för ytterligare forskning om åtgärdens effekt.

7. Slutsatser

I detta kapitel presenteras slutsatserna från analysen av åtgärdernas riskreduktion.

Vegetation som skyddszon skapar en förhållandevis liten reduktion av riskbidrag från transport av ADR-S delklass 2.3 bestående av giftiga gaser. Åtgärdens riskreduktion kan analyseras genom att jämföra riskbidrag med respektive utan åtgärd och riskreduktionen utgörs då av skillnaden i riskbidrag. Effekten av åtgärden består av att vegetationen minskar koncentrationen av gasen genom att skapa turbulens, vilken ökar luftinblandningen och utspädningen. Denna effekt ökar med skrovlighetslängden för vegetationen, skyddszonens djup och vindhastigheten. Analysens begränsningar består av att använd spridningsmodell är för primitiv för att återge turbulensen som vegetationen skapar och klarar dessutom endast av att beakta en konstant skrovlighetslängd inom ett och samma avstånd. För att kvantifiera effekten krävs fördjupad analys bestående av CFD-modellering, vilken kan ta hänsyn till turbulens från vegetationen. Åtgärdens totala riskreduktion verkar också vara liten på grund av storleksordningen på reduktionen av riskbidraget från transport av ADR-S delklass 2.3 i samband med den relativt ringa effekten mot övriga klasser av farligt gods, samt den mindre andelen av de totala transportererna som utgörs av denna specifika delklass av farligt gods.

Placering av friskluftsintag som motverkar inläckning av giftig gas i byggnad skapar en förhållandevis stor reduktion av riskbidrag från transport av ADR-S delklass 2.3 bestående av giftiga gaser. Åtgärdens riskreduktion kan analyseras genom att jämföra riskbidrag med respektive utan åtgärd i form av olika placeringar av friskluftsintag och riskreduktionen utgörs då av skillnaden i riskbidrag mellan dessa placeringar. Effekten av åtgärden består av att valda placeringar minskar inomhuskoncentrationen av giftig gas och därmed blir den upptagna dosen mindre. Effekten ökar med höjden på placeringen, samt för en placering på motsatta sidan om transportleden. Analysens begränsningar består främst av att effekten utvärderas med hjälp av framtagna reduktionskvoter baserade på simuleringar av enskilda koncentrationer för specifika avstånd och vindtunnelexperiment med annan gas än den som beräkningar utgår från, samt att använd metodik bortser från den turbulens som byggnaden skapar. För att kvantifiera effekten krävs fördjupad analys bestående av CFD-modellering, vilken kan återge koncentrationerna på byggnadens utsida med större precision och därmed skapa underlag för lämplig placering av friskluftsintag. Åtgärdens totala riskreduktion bör också vara stor på grund av storleksordningen på reduktionen av riskbidraget från transport av ADR-S delklass 2.3 i samband med effekten mot övriga klasser av farligt gods som innefattar gas, samt den stora andelen av de totala transportererna som kan orsaka gasspridning.

Slutligen är en praktisk tillämpning av analysen att vegetation som skyddszon är en åtgärd som bör prioriteras lågt ur risksynpunkt medan placering av friskluftsintag är en åtgärd som bör prioriteras högt om syftet är att reducera risken från transport av farligt gods.

8. Referenser

- Abrahamsson, M. (2002). *Uncertainty in Quantitative Risk Analysis - Characterisation and Methods of Treatment*. Lund: Lunds universitet, Lunds tekniska högskola, Brandteknik.
- Ale, B. J., & Uijt de Haag, P. A. (2005). *Guideline for quantitative risk assessment 'Purple Book' CPR 18E*. The Hague, Netherlands: Publicatiereeks Gevaarlijke Stoffen.
- Almén, J., & Sosnowski, M. (2011). *Detaljerad riskbedömning avseende farligt gods på Drottningsholmsvägen i höjd med Tranebergsängen*. Stockholm: WSP Brand & Risk.
- Alphonse, R., Björk, L.-E., Brodin, H., & Pilström, H. (1998). *Formler och Tabeller från Natur och Kultur*. Stockholm: Natur och Kultur.
- Aven, T. (2010). On how to define, understand and describe risk. *Reliability Engineering and System Safety*, Vol. 95, No. 6, pp. 623-631.
- Aven, T., & Renn, O. (2009). On risk defined as an event where the outcome is uncertain. *Journal of Risk Research*, Vol. 12, No. 1, pp. 1-11.
- Bakkum, E. A., Duijm, N. J., Engelhard, W. F. J. M., Mercx, W. P., van den Berg, A. C., van den Bosch, C., van Doormaal, J. C. A. M., van Wees, R. M., & Weterings, R. (2005). *Methods for the calculation of physical effects due to releases of hazardous materials (liquids and gases) 'Yellow book' CPR 14E*. The Hague, Netherlands: Publicatiereeks Gevaarlijke Stoffen.
- BFS 2016:6. (2016). *Boverkets byggregler*. Boverket.
- Boverket. (2008). *Buller i planeringen - Planera för bostäder i områden utsatta för buller från väg- och spårtrafik*. Karlskrona: Boverket.
- Boverket & Räddningsverket. (2006). *Säkerhetshöjande åtgärder i detaljplaner - Vägledningsrapport 2006*. Karlstad: Räddningsverket.
- Brehmer, B., Jensen, E., & Tehler, H. (2012). Designing societal safety: A study of the Swedish crisis management system. *Proceedings of PSAM 11 / ESREL 2012, 25-29 June 2012*. Helsinki, Finland: IAPSAM & ESRA.
- Center for Chemical Process Safety. (1995). *Guidelines for Chemical Transportation Risk Analysis*. New York: American Institute of Chemical Engineers.
- Davidsson, G., Frantzich, H., Haeffler, L., & Ljungman, B. (2003). *Handbok för riskanalys*. Karlstad: Räddningsverket.
- Davidsson, G., Lindgren, M., & Mett, L. (1997). *Värdering av risk*. Karlstad: Räddningsverket.
- Davies, M. E., & Singh, S. (1985). The phase II trials: A data set on the effect of obstructions. *Journal of Hazardous Materials*, Vol. 11, pp. 301-323.
- Engblom Wallberg, I. (2009). *Vindkraft under utveckling*. (Examensarbete). Uppsala: Uppsala universitet, Institutionen för geovetenskaper.

- Envall, P. (1998). *Farligt gods på vägnätet - underlag för samhällsplanering*. Karlstad: Räddningsverket.
- Fischer, S., Forsén, R., Hertzberg, O., Jacobsson, A., Koch, B., Runn, P., Thaning, L., & Winter, S. (1998). *Vådautsläpp av brandfarliga och giftiga gaser och vätskor - Metoder för bedömning av risker*. Umeå: Försvarets Forskningsanstalt.
- Garrick, J. B., & Kaplan, S. (1981). On the quantitative definition of risk. *Risk Analysis*, Vol. 1, No. 1, pp. 11-26.
- Halmemies, S. (2000). *Räddningskemi - Farliga ämnen*. Karlstad: Räddningsverket.
- Harris, R. J. (1983). *The investigation and control of gas explosions in buildings and heat plant*. London: New York, E. & F.N. Spon in association with the British Gas Corporation.
- International Electrotechnical Commission. (1995). *International Standard - Dependability management part 3: Application guide - Section 9: Risk analysis of technological systems*. Geneva, Switzerland: International Electrotechnical Commission.
- International Organization for Standardization. (2010). *Riskhantering - Principer och Riktlinjer (ISO 31000:2009)*. Stockholm: International Organization for Standardization.
- Jansson, O., Nilsson, C., & Samuelsson, S. (2016). *Analyser av transporter med farligt gods - Mätningar utförda i Stockholm under maj och oktober 2015*. Stockholm: WSP Analys & Strategi .
- Karlsson, E. (1994). Indoor deposition reducing the effect of toxic gas clouds in ordinary buildings. *Journal of Hazardous Materials*, Vol. 38, No. 2, pp. 313-327.
- Krogstad, P., & Pettersen, R. (1986). Windtunnel modelling of a release of a heavy gas near a building. *Atmospheric Environment*, Vol. 20, No. 5, pp. 867-878.
- Larsson, F. (2015). *Detaljerad riskbedömning för detaljplan - Transporter av farligt gods Karlavagnsplatsen, Göteborgs Stad*. Göteborg: WSP Sverige AB.
- Lenntech BV. (den 21 november 2016). *Parts Per Million (ppm) Converter*. Hämtat från <http://www.lenntech.com/calculators/ppm/converter-parts-per-million.htm>
- MSBFS 2015:1. (2015). *Myndigheten för samhällsskydd och beredskaps föreskrifter om transport av farligt gods på väg och i terräng*. Myndigheten för samhällsskydd och beredskap.
- Myndigheten för samhällsskydd och beredskap. (2011). *Vägledning för risk- och sårbarhetsanalyser*. Karlstad: Myndigheten för samhällsskydd och beredskap.
- Myndigheten för samhällsskydd och beredskap. (2013). *Hjälp om Spridning Luft*. Karlstad: Myndigheten för samhällsskydd och beredskap.
- Myndigheten för samhällsskydd och beredskap. (2014). *Transport av farligt gods - Händelserapportering 2007-2012*. Karlstad: Myndigheten för samhällsskydd och beredskap.

- Nilsson, A. (2005). *Osäkerheter vid riskanalyser i samband med transport av farligt gods*. (Examensarbete). Lund: Lunds universitet, Lunds tekniska högskola, Brandteknik.
- Nilsson, J. (2003). *Introduktion till riskanalysmetoder*. Lund: Lunds universitet, Lunds tekniska högskola, Brandteknik .
- Rigas, F., & Sklavounos, S. (2004). Validation of turbulence models in heavy gas dispersion over obstacles. *Journal of Hazardous Materials*, Vol. 108, No. 1-2, pp. 9-20.
- Rubini, P. (den 10 februari 2015). *CFD Simulation of Fires in Enclosures*. (Föreläsningmaterial). Hämtat från webbplats för kursen Simulering av rumsbrand (CFD) (VBRF 16). Lunds universitet, Lunds tekniska högskola, Brandteknik: <http://luvit.education.lu.se/LuvitPortal/education/main.aspx?courseid=3301>
- Sandström, C. (2012). *Transport av farligt gods - Handbok för kommunernas planering*. Stockholm: Sveriges Kommuner och Landsting (SKL).
- Sanglén, H. (2005). *Riskanalys av farligt godsled i Kalmar - Rekommendationer med avseende på Detaljplan Södra vägen*. Lund: Lunds universitet, Lunds tekniska högskola, Brandteknik .
- SFS 1998:808. (1998). *Miljöbalk (1998:808)*. Miljö- och energidepartementet.
- SFS 2006:263. (2006). *Lag (2006:263) om transport av farligt gods*. Justitiedepartementet.
- SFS 2006:311. (2006). *Förordning (2006:311) om transport av farligt gods*. Justitiedepartementet.
- SFS 2010:900. (2010). *Plan- och bygglag (2010:900)*. Näringsdepartementet.
- Statens väg- och transportforskningsinstitut. (1996). *Farligt gods - riskbedömning vid transport Handbok för riskbedömning av transporter med farligt gods på väg eller järnväg*. Karlstad: Räddningsverket.
- Statistiska centralbyrån. (2015). (den 18 september 2016). *Befolkningstillväxt 2015*. Hämtat från Statistiska centralbyråns webbplats: http://www.scb.se/sv_/Hitta-statistik/Regional-statistik-och-kartor/Statistikatlasen/VisletBehallare/Befolkningstillvaxt-2015/
- Stenberg, C.-A. (2007). *Riktlinjer för riskhänsyn i samhällsplaneringen - Bebyggelseplanering intill väg och järnväg med transport av farligt gods*. Malmö: Länsstyrelsen i Skåne Län.
- The National Institute for Occupational Safety and Health. (1994). (den 24 oktober 2016). *Centers for Disease Control and Prevention*. Hämtat från <https://www.cdc.gov/niosh/idlh/7446095.html>
- Trafikanalys. (2009). *Lastbilstrafik 2009 Swedish national and international road goods transport. Statistik 2010:3*. Stockholm: Trafikanalys.
- Trafikanalys. (2015). *Lastbilstrafik 2015 Swedish national and international road goods transport 2015. Statistik 2016:27*. Stockholm: Trafikanalys.

9. Bilaga A – Beräkning av olycksfrekvens

I detta kapitel presenteras beräkningar av olycksfrekvens för representativ vägsträcka, samt slutfrekvenser för scenarier vid olycka under transport av ADR-S delklass 2.3 på vägsträckan.

I Tabell 16 presenteras förutsättningar för representativ vägsträcka.

Tabell 16. Förutsättningar för transportled av farligt gods.

Parameter	Värde	Enhet
Miljö	Tätort (mindre stad)	-
Vägtyp	Motorväg	-
Längd	1	km
Hastighet	70	km/h
Genomsnittligt antal fordon som passerar på vägsträckan per dygn (ÅDT)	55000	st/dygn
Antal fordon med farligt gods som passerar på vägsträckan per dygn	110	st/dygn

Trafikuppgifter i Tabell 16 hämtas från Almén och Sosnowski (2011).

Antal fordon skyltade med farligt gods inblandade i trafikolyckor per år på vägsträckan beräknas med Ekvation [4] från VTI (1996, p. 27).

$$O((Y \cdot X) + (1 - Y)(2X - X^2)) \quad [4]$$

I Tabell 17 presenteras ingående parametrar i Ekvation [4].

Tabell 17. Beskrivning av ingående parametrar i Ekvation [4].

Beteckning för parameter	Beskrivning	Enhet
O	Antal trafikolyckor per år	st/år
Y	Andel singelolyckor	-
X	Andel fordon skyltade med farligt gods	-

Beskrivning av parametrar i Tabell 17 baseras på VTI (1996).

Indata till Ekvation [4] redovisas i Tabell 18.

Tabell 18. Indata till Ekvation [4].

Parameter	Värde	Enhet
Trafikarbete (Längd · ÅDT · 365 · 10 ⁻⁶)	20	fordonskilometer
Olyckskvot (Tabellvärde)	0,6	-
Antal trafikolyckor per år (O=olyckskvot·trafikarbete)	12	st/år
Andel singelolyckor (Y) (Tabellvärde)	0,3	-
Andel fordon skyltade med farligt gods (X=ÅDT/antal fordon med farligt gods som passerar på vägsträckan per dygn)	0,002	-

Tabellvärden i Tabell 18 hämtas från beräkningsmatris i VTI (1996).

Utdata från Ekvation [4] redovisas i Tabell 19.

Tabell 19. Utdata från Ekvation [4].

Parameter	Värde	Enhet
Antal fordon skyltade med farligt gods inblandade i trafikolyckor per år	0,04	st/år

Utdata i Tabell 19 utgörs av olycksfrekvensen för representativ vägsträcka.

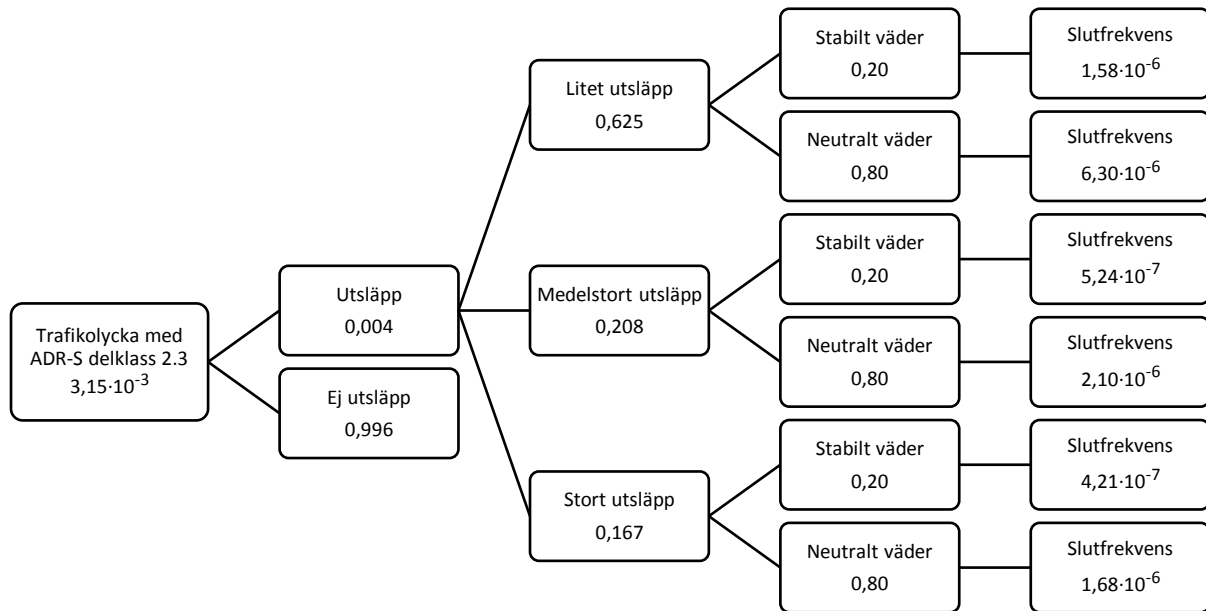
I Tabell 20 presenteras index för farligtgodsolycka på representativ vägsträcka.

Tabell 20. Index för farligtgodsolycka.

Parameter	Värde	Beskrivning
Index för farligtgodsolycka (Tabellvärde)	0,13	Sannolikheten för utsläpp givet olycka med fordon skyltade med farligt gods

Index för farligtgodsolycka i Tabell 20 hämtas från beräkningsmatris i VTI (1996).

För att erhålla antalet fordon skyltade med ADR-S delklass 2.3 inblandade i trafikolyckor per år på vägsträckan multipliceras olycksfrekvensen från Tabell 19 med andelen farligt gods bestående av ADR-S delklass 2.3 som transporteras på vägsträckan, vilken antas till 7,7 procent baserat på mätningar utförda av Jansson, Nilsson och Samuelsson (2016). Produkten av dessa värden utgör grundfrekvensen i händelsetråd i Figur 20.



Figur 20. Händelsetråd med sannolikheter för olycka under transport av ADR-S delklass 2.3 på representativ vägsträcka. Stabilt väder innebär en genomsnittlig vindhastighet på 2 m/s och stabilitetsklass F medan neutralt väder innebär en genomsnittlig vindhastighet på 5 m/s och stabilitetsklass D enligt VTI (1996). Figur av Martin Thomasson.

Olycka med farligt gods definieras i modellen som en olycka vilken orsakar utsläpp av det farliga ämnet i omgivningen (VTI, 1996). Sannolikheten för utsläpp vid olycka uttrycks som ett farligtgoodsindex, vilket baseras på förutsättningar för den specifika vägsträckan och hämtas från beräkningsmatris i VTI (1996). Då tryckkondenserade gaser transporteras i tankar som ställer extra hårda krav på bland annat tjocklek antas sannolikheten för ett utsläpp vara 30 gånger lägre jämfört med vanliga bensintankar enligt VTI (1996). På grund av detta multipliceras farligtgoodsindex från Tabell 20 med en trettiondel för att erhålla sannolikheten för utsläpp i händelsetråd i Figur 20.

Grundfrekvensen i händelsetråd i Figur 20 multipliceras med grensannolikhet för utsläpp, samt med grensannolikheter för olika utsläppsstorlekar hämtade från VTI (1996) och med grensannolikheter för olika väderförhållanden hämtade från VTI (1996) för att erhålla slutfrekvenser för scenarier, vilka ligger till grund för beräknade riskbidrag.

10. Bilaga B – Beräkning av konsekvensavstånd

I detta kapitel presenteras beräkningar av konsekvensavstånd för scenarier vid olycka under transport av ADR-S delklass 2.3 på representativ vägsträcka.

10.1 Spridningsberäkningar

För att bestämma avstånd från utsläppspunkt inom vilka koncentrationen av svaveldioxid överstiger IDLH (100 ppm), genomförs spridningsberäkningar av gasen.

10.1.1 Källmodell

I Tabell 21 presenteras källstyrkor från utsläppskällan vilka används i beräkningar.

Tabell 21. Källstyrkor som används i beräkningar.

Källstyrka (massflöde)	Värde	Enhet
Liten	0,09	kg/s
Medelstor	0,9	kg/s
Stor	17,9	kg/s

Värden på källstyrkor i Tabell 21 hämtas från VTI (1996).

10.1.2 Modell för initial utspädning från kontinuerligt utsläpp

Den initiala spridningsmodellen beskriver spridning orsakad av källan själv utan atmosfärens påverkan (Fischer et al., 1998). Då lite är känt om den initiala utspädningsprocessen vid utsläpp av svaveldioxid sätts startpunkten för atmosfärspridningsmodellen i källpunkten. Enligt Fischer et al. (1998) antar den gaussiska spridningsmodellen en normalfördelad koncentration där standardavvikelserna σ_{z0} och σ_{y0} utgör höjden respektive bredden på plymen. De initiala dimensionsmått för plymen (σ_{z0} och σ_{y0}), beräknas med Ekvation [8:27] från Fischer et al. (1998, p. 199).

$$\sigma_{y0} = \sigma_{z0} = 0,6 \cdot \sqrt{\frac{Q}{\rho_a U} \cdot \frac{m_g + m_a}{m_a}} \quad [8:27]$$

10.1.3 Övergångsvillkor 1

Detta utgörs av slutresultatet från modellen för den initiala utspädningen och består av punkten för var atmosfärspridningsmodellen ska börja gälla samt de initiala dimensionerna på plymen i atmosfärspridningsmodellen (Fischer et al., 1998). I det här fallet sätts startpunkten till utsläppspunkten och initialdimensioner för plymen beräknas med Ekvation [8:27] för samtliga massflöden i Tabell 21.

10.1.4 Modell för tunggasspridning från kontinuerligt utsläpp

Med hjälp av modell för tunggasspridning från kontinuerligt utsläpp beräknas högsta koncentration i gasplymen för avståndet x från utsläppspunkt i vindens riktning med Ekvation [8:40] från Fischer et al. (1998, p. 209).

$$\chi_m(x) = \frac{85Q \cdot K_r^{-1} \cdot K_s}{\left(x + \sqrt{85\pi \cdot K_r^{-1} \cdot K_s \cdot \sigma_{z0} \cdot \sigma_{y0}}\right)^2 \cdot U} \quad [8:40]$$

K_r är en korrektionsfaktor för ytskrovlighet vilken beräknas med Ekvation [8:39] från Fischer et al. (1998, p. 220).

$$K_r = \left(\frac{z_0}{z_{01}}\right)^{0,2} \quad [8:39]$$

K_s är en korrektionsfaktor för atmosfärstabilitet vilken kan anta värden i Tabell 22.

Tabell 22. Värden på korrektionsfaktorn för olika stabilitetsklasser.

Korrektionsfaktor (K_s)	Stabilitetsklass (Pasquill-klass)
1	D
1,75	E
3,5	F

Värden på korrektionsfaktorn i Tabell 22 hämtas från Fischer et al. (1998).

10.1.5 Övergångsvillkor 2

För att avgöra vilken modell för atmosfärspridning som ska tillämpas används ett avståndsvillkor för tunggasmodellens giltighet. Modell för tunggasspridning från kontinuerligt utsläpp är giltig då Ekvation [8:35] från Fischer et al. (1998, p. 207) uppfylls.

$$x \leq \frac{0,037L_b}{(\sigma'_{yp})^3} - \frac{\sigma_{y0}^2}{0,35L_b^2} = x_{max} \quad [8:35]$$

Tunggasmodellen och Ekvation [8:40] ska alltså tillämpas inom intervallet $0 \leq x \leq x_{max}$, varefter modell för passiv spridning ska tillämpas. Om värdet på x_{max} understiger noll ska modell för passiv spridning användas direkt (Fischer et al., 1998).

Tillväxthastigheten för plymen (σ'_{yp}) beräknas med Ekvation [8:36] från Fischer et al. (1998, p. 207) som en funktion av avståndet inom vilket tunggasmodellen är giltig.

$$\sigma'_{yp} = \beta \left(\frac{z_0}{z_{03}}\right)^{0,2} \quad [8:36]$$

β är en stabilitetsberoende konstant vilken kan anta värden i Tabell 23.

Tabell 23. Värden på stabilitetsberoende konstant för olika stabilitetsklasser.

β	Stabilitetsklass (Pasquill-klass)
0,08	D
0,06	E
0,04	F

Värden på stabilitetsberoende konstant i Tabell 23 hämtas från Fischer et al. (1998).

Graden av tunggasbeteende beskrivs av längdskalan för den lyftkraft (buoyancy) som plymen utsätts för (L_b), vilken beräknas med Ekvation [8:34] från Fischer et al. (1998, p. 206).

$$L_b = g \cdot \left(1 - \frac{m_a}{m_{ge}}\right) \cdot \frac{Q}{\rho_a U^3} \quad [8:34]$$

Tunggasegenskaperna beskrivs utav den effektiva molvikten hos utsläppt svaveldioxid (m_{ge}), vilken beräknas med Ekvation [8:33] från Fischer et al. (1998, p. 206).

$$m_{ge} = m_g \left[1 + \frac{h_{fg} + c_{pg}(T_a - T_f)}{c_{pa}T_a} \right] \quad [8:33]$$

Inom intervallet $0 \leq x \leq x_{max}$ där tunggasmodellen är giltig beräknas plymens bredd med Ekvation [8:37] och plymens höjd med Ekvation [8:38] från Fischer et al. (1998, p. 208).

$$\sigma_y(x) = \left[\sigma_{y0}^{3/2} + 0,35L_b^{1/2} x \right]^{2/3} \quad [8:37]$$

$$\sigma_z(x) = \frac{\left(x + \sqrt{85\pi \cdot K_r^{-1} \cdot K_s \cdot \sigma_{z0} \cdot \sigma_{y0}} \right)^2}{85\pi \cdot K_r^{-1} \cdot K_s \cdot \sigma_y(x)} \quad [8:38]$$

Vid övergång till modell för passiv spridning beräknas molnets dimensioner vid avståndet x_{max} . Dessa dimensioner utgör sedan initialdimensioner (σ_{z0} och σ_{y0}) i modellen för passiv spridning för beräkning av koncentrationer på avstånd som överstiger x_{max} enligt anvisning från Fischer et al. (1998).

10.1.6 Modell för passiv spridning från kontinuerligt utsläpp

Utifrån modell för passiv spridning beräknas maximala koncentrationen i vindens riktning på avståndet x från modellens startpunkt med Ekvation [8:26] från Fischer et al. (1998, p. 213).

$$\chi(x, 0, 0) = \frac{Q}{\pi \sigma_y(x) \sigma_z(x) U} \quad [8:26]$$

Plymens bredd och höjd (standardavvikelserna) inom giltighetsområdet för den passiva spridningsmodellen beräknas med Ekvation [8:41a] och Ekvation [8:41b] från Fischer et al. (1998, p. 210).

$$\sigma_y(x) = \frac{a_y(x+x_{y0})}{(1+b_y(x+x_{y0}))^{1/y}} K_{rp} K_{yt} \quad [8:41a]$$

$$\sigma_z(x) = \frac{a_z(x+x_{z0})}{(1+b_z(x+x_{z0}))^{1/z}} K_{rp} \quad [8:41b]$$

Mot bakgrund av att skyddszonen utgör obebyggt område används värden för obebyggt område på stabilitetsberoende parametrar enligt Fischer et al. (1998). I Tabell 24 presenteras använda värden på stabilitetsberoende parametrar i Ekvation [8:41a] och Ekvation [8:41b].

Tabell 24. Använda värden på stabilitetsberoende parametrar för obebyggt område.

Stabilitetsklass	Stabilitetsberoende parameter	Använt värde
D	a_y	0,08
D	b_y	0,0001
D	γ_y	0,5
D	a_z	0,06
D	b_z	0,0015
D	γ_z	0,5
F	a_y	0,04
F	b_y	0,0001
F	γ_y	0,5
F	a_z	0,016
F	b_z	0,0003
F	γ_z	1

Använda värden i Tabell 24 hämtas från Tabell 8.9 i Fischer et al. (1998, p. 211).

K_{rp} beräknas med Ekvation [-] från Fischer et al. (1998, p. 211).

$$K_{rp} = \left(\frac{z_0}{z_{03}}\right)^{0,2} \quad [-]$$

K_{yt} beräknas med Ekvation [-] från Fischer et al. (1998, p. 211).

$$K_{yt} = \left(\frac{t}{t_5}\right)^{0,2} \quad [-]$$

Medelvärdesbildningstiden (t) (samplingstiden) är medeltiden det tar för en viss koncentration att bildas (B. Andersson, personlig kommunikation, 22 november, 2016). Eftersom analysen endast är intresserad av den största koncentrationen i plymen används förenklingen att $K_{yt}=1$ enligt B. Andersson (personlig kommunikation, 22 november, 2016).

Koordinatförskjutningen i y-led (x_{y0}) beräknas med Ekvation [8:42] från Fischer et al. (1998, p. 212).

$$x_{y0} = \frac{\left(\frac{\sigma_{y0}}{K_{rp}K_{yt}}\right)^2 \cdot b_y + \frac{\sigma_{y0}}{K_{rp}K_{yt}} \sqrt{\left(\frac{\sigma_{y0}}{K_{rp}K_{yt}}\right)^2 b_y^2 + 4a_y^2}}{2a_y^2} \text{ för } \gamma_y = 0,5 \quad [8:42]$$

Koordinatförskjutningen i z-led (x_{z0}) beräknas med Ekvation [8:43] och Ekvation [8:44] från Fischer et al. (1998, p. 212).

$$x_{z0} = \frac{\left(\frac{\sigma_{z0}}{K_{rp}}\right)}{a_z - b_z \left(\frac{\sigma_{z0}}{K_{rp}}\right)} \text{ för } \gamma_z = 1 \quad [8:43]$$

$$x_{z0} = \frac{\left(\frac{\sigma_{z0}}{K_{rp}}\right)^2 \cdot b_z + \frac{\sigma_{z0}}{K_{rp}} \sqrt{\left(\frac{\sigma_{z0}}{K_{rp}}\right)^2 b_z^2 + 4a_z^2}}{2a_z^2} \text{ för } \gamma_z = 0,5 \quad [8:44]$$

De initiala dimensionerna för molnet (σ_{z0} och σ_{y0}) beräknas med Ekvation [8:37] och Ekvation [8:38] för avståndet x_{max} om den passiva spridningen föregåtts av tunggasspridning. Om modell för passiv spridning tillämpas direkt används initialdimensionerna från modell för initial utspädning av gasplymen beräknade med Ekvation [8:27] enligt anvisningar från Fischer et al. (1998).

10.1.7 Övergångsvillkor 3

Den passiva spridningsmodellen är inte längre giltig då avståndet x överstiger 10 km från punkt där passiv spridning anses börja gälla (Fischer et al., 1998).

10.2 Beräkningsexempel

I avsikt att visa beräkningsgången redovisas beräkningsexempel av konsekvensavstånd för scenario med medelstort utsläpp av svaveldioxid, stabilitetsklass F och vindhastighet 2 m/s.

Till en början beräknas gasplymens initiala dimensioner från modell för initial utspädning med Ekvation [8:27] från Fischer et al. (1998, p. 199).

Indata till Ekvation [8:27] redovisas i Tabell 25.

Tabell 25. Indata till Ekvation [8:27].

Parameter	Värde	Enhet
Q	0,9	kg/s
U	2	m/s
ρ_a	1,2	kg/m ³
m_a	29	kg/kmol
m_g	64,06	kg/kmol

Värden på indata i Tabell 25 hämtas från Fischer et al. (1998); Bakkum et al. (2005); VTI (1996).

Utdata från Ekvation [8:27] redovisas i Tabell 26.

Tabell 26. Utdata från Ekvation [8:27].

Parameter	Värde	Enhet
σ_{y0}	0,442848	m
σ_{z0}	0,442848	m

Utdata i Tabell 26 utgörs av plymens beräknade initiala bredd och höjd.

Gasens effektiva molvikt (m_{ge}) beräknas med Ekvation [8:33] från Fischer et al. (1998, p. 206).

Indata till Ekvation [8:33] redovisas i Tabell 27.

Tabell 27. Indata till Ekvation [8:33].

Parameter	Värde	Enhet
m_g	64,06	kg/kmol
h_{fg}	362919,33	J/kg
c_{pg}	622,29	J/kg·K
T_f	283,15	K
T_a	283,15	K
c_{pa}	1000	J/kg·K

Värden på indata i Tabell 27 hämtas från Bakkum et al. (2005).

Utdata från Ekvation [8:33] redovisas i Tabell 28.

Tabell 28. Utdata från Ekvation [8:33].

Parameter	Värde	Enhet
m_{ge}	146,1670538	kg/kmol

Utdata i Tabell 28 utgörs av gasens beräknade effektiva molvikt.

Längdskalan för den lyftkraft (buoyancy) som plymen utsätts för (L_b) beräknas med Ekvation [8:34] från Fischer et al. (1998, p. 206).

Indata till Ekvation [8:34] redovisas i Tabell 29.

Tabell 29. Indata till Ekvation [8:34].

Parameter	Värde	Enhet
g	9,81	m/s ²
m_a	29	kg/kmol
m_{ge}	146,1670538	kg/kmol
Q	0,9	kg/s
U	2	m/s
ρ_a	1,2	kg/m ³

Värden på indata i Tabell 29 hämtas från Fischer et al. (1998); Bakkum et al. (2005); VTI (1996).

Utdata från Ekvation [8:34] redovisas i Tabell 30.

Tabell 30. Utdata från Ekvation [8:34].

Parameter	Värde	Enhet
L_b	0,737219	m

Utdata i Tabell 30 utgörs av den beräknade längdskalan för plymens lyftkraft.

Tillväxthastigheten för plymen (σ'_{yp}) beräknas med Ekvation [8:36] från Fischer et al. (1998, p. 207) för skrovlighetslängden (z_0) inom skyddszoner bestående av tät skog respektive öppet landskap, samt för mindre stad.

Indata till Ekvation [8:36] redovisas i Tabell 31.

Tabell 31. Indata till Ekvation [8:36].

Parameter	Värde	Enhet
z_0	1 (tät skog)	m
z_0	0,5 (mindre stad)	m
z_0	0,03 (öppet landskap)	m
z_{03}	0,03	m
β	0,04 (stabilitetsklass F)	-

Värden på indata i Tabell 31 hämtas från Fischer et al. (1998).

Utdata från Ekvation [8:36] redovisas i Tabell 32.

Tabell 32. Utdata från Ekvation [8:36].

Parameter	Värde	Enhet
σ'_{yp} ($z_0=1$)	0,080656	-
σ'_{yp} ($z_0=0,5$)	0,070215	-
σ'_{yp} ($z_0=0,03$)	0,04	-

Utdata i Tabell 32 utgörs av beräknade tillväxthastigheter för plymen.

Avståndsvillkoret för tunggasmodellens giltighet bestäms genom att beräkna x_{max} utifrån Ekvation [8:35] från Fischer et al. (1998, p. 207) för skrovlighetslängder i Tabell 31.

Indata till Ekvation [8:35] redovisas i Tabell 33.

Tabell 33. Indata till Ekvation [8:35].

Parameter	Värde	Enhet
L_b	0,737219	m
$\sigma'_{yp} (z_0=1)$	0,080656	-
$\sigma'_{yp} (z_0=0,5)$	0,070215	-
$\sigma'_{yp} (z_0=0,03)$	0,04	-
σ_{y0}	0,442848	m

Indata i Tabell 33 beräknas med ekvationer från Fischer et al. (1998).

Utdata från Ekvation [8:35] redovisas i Tabell 34.

Tabell 34. Utdata från Ekvation [8:35].

Parameter	Värde	Enhet
$x_{max} (z_0=1)$	51,00589	m
$x_{max} (z_0=0,5)$	77,81621	m
$x_{max} (z_0=0,03)$	425,224	m

Utdata i Tabell 34 utgörs av beräknade avstånd inom vilka tunggasmodellen är giltig.

Korrektionsfaktorn för ytskrovlighet (K_r) beräknas med Ekvation [8:39] från Fischer et al. (1998, p. 220) för skrovlighetslängder i Tabell 31.

Indata till Ekvation [8:39] redovisas i Tabell 35.

Tabell 35. Indata till Ekvation [8:39].

Parameter	Värde	Enhet
z_0	1	m
z_0	0,5	m
z_0	0,03	m
z_{01}	0,01	m

Värden på indata i Tabell 35 hämtas från Fischer et al. (1998).

Utdata från Ekvation [8:39] redovisas i Tabell 36.

Tabell 36. Utdata från Ekvation [8:39].

Parameter	Värde	Enhet
$K_r (z_0=1)$	2,511886	-
$K_r (z_0=0,5)$	2,186724	-
$K_r (z_0=0,03)$	1,245731	-

Utdata i Tabell 36 utgörs av beräknad korrektionsfaktor för ytskrovlighet.

Plymens bredd och höjd för avståndet x_{max} beräknas med Ekvation [8:37] respektive Ekvation [8:38] från Fischer et al. (1998, p. 208) för skrovlighetslängder i Tabell 31.

Indata till Ekvation [8:37] och Ekvation [8:38] redovisas i Tabell 37.

Tabell 37. Indata till Ekvation [8:37] och Ekvation [8:38].

Parameter	Värde	Enhet
σ_{y0}	0,442848	m
σ_{z0}	0,442848	m
L_b	0,737219	m
$x_{max}(z_0=1)$	51,00589	m
$x_{max}(z_0=0,5)$	77,81621	m
$x_{max}(z_0=0,03)$	425,224	m
$K_r(z_0=1)$	2,511886	-
$K_r(z_0=0,5)$	2,186724	-
$K_r(z_0=0,03)$	1,245731	-
K_s	3,5 (stabilitetsklass F)	-

Indata i Tabell 37 beräknas med ekvationer från Fischer et al. (1998).

Utdata från Ekvation [8:37] och Ekvation [8:38] redovisas i Tabell 38.

Tabell 38. Utdata från Ekvation [8:37] och Ekvation [8:38].

Parameter	Värde	Enhet
$\sigma_y(x_{max})(z_0=1)$	6,249397	m
$\sigma_y(x_{max})(z_0=0,5)$	8,246129	m
$\sigma_y(x_{max})(z_0=0,03)$	25,40912	m
$\sigma_z(x_{max})(z_0=1)$	1,524971	m
$\sigma_z(x_{max})(z_0=0,5)$	2,146159	m
$\sigma_z(x_{max})(z_0=0,03)$	10,03377	m

Utdata i Tabell 38 utgörs av beräknade dimensioner för plymen vid avståndet x_{max} inom vilket modell för tunggasspridning är giltig.

Då skyddszonen bestående av tät skog har ett djup på 30 m, vilket är inom avståndet $x_{max}(z_0=1)$ i Tabell 34 används modell för tunggasspridning och Ekvation [8:40] från Fischer et al. (1998, p. 209) för att beräkna koncentrationen på detta avstånd.

Indata till Ekvation [8:40] redovisas i Tabell 39.

Tabell 39. Indata till Ekvation [8:40].

Parameter	Värde	Enhet
Q	0,9	kg/s
K_r	2,511886	-
K_s	3,5 (stabilitetsklass F)	-
U	2	m/s
x	30	m
σ_{z0}	0,442848	m
σ_{y0}	0,442848	m

Indata i Tabell 39 beräknas med ekvationer från Fischer et al. (1998).

Utdata från Ekvation [8:40] redovisas i Tabell 40.

Tabell 40. Utdata från Ekvation [8:40].

Parameter	Värde	Enhet
$\chi_m(x)$	0,0358777	kg/m ³

Utdata i Tabell 40 utgörs av högsta koncentrationen i plymen på avståndet 30 m, vilket motsvarar djupet för skyddszone bestående av tät skog.

Motsvarande ekvivalenta avstånd till samma koncentration som redovisas i Tabell 40 beräknas för en mindre stad med Ekvation [8:40] då koncentrationen uppnås inom avståndet x_{max} ($z_0=0,5$) i Tabell 34. Vid beräkningen varierar avståndet x inom Ekvation [8:40] tills dess att samma koncentration som redovisas i Tabell 40 uppnås. Den enda indata till ekvationen som ändras är korrektionsfaktorn för ytskrovlighet (K_r) och avståndet x .

I Tabell 41 presenteras beräknat ekvivalent avstånd för en mindre stad som antas motsvara avståndet för skyddszone bestående av tät skog.

Tabell 41. Beräknat ekvivalent avstånd för en mindre stad.

Parameter	Värde	Enhet
Ekvivalent avstånd	32,1532	m

Avståndet i Tabell 41 beräknas med Ekvation [8:40] från Fischer et al. (1998, p. 209).

Då även skyddszone bestående av öppet landskap har ett djup på 30 m, vilket är inom avståndet x_{max} ($z_0=0,03$) i Tabell 34 används modell för tunggasspridning och Ekvation [8:40] från Fischer et al. (1998, p. 209) för att beräkna koncentrationen på detta avstånd.

Indata till Ekvation [8:40] redovisas i Tabell 42.

Tabell 42. Indata till Ekvation [8:40].

Parameter	Värde	Enhet
Q	0,9	kg/s
K_r	1,245731	-
K_s	3,5 (stabilitetsklass F)	-
U	2	m/s
x	30	M
σ_{z0}	0,442848	M
σ_{y0}	0,442848	M

Indata i Tabell 42 beräknas med ekvationer från Fischer et al. (1998).

Utdata från Ekvation [8:40] redovisas i Tabell 43.

Tabell 43. Utdata från Ekvation [8:40].

Parameter	Värde	Enhet
$\chi_m(x)$	0,060547	kg/m ³

Utdata i Tabell 43 utgörs av högsta koncentrationen i plymen på avståndet 30 m, vilket motsvarar djupet för skyddszone bestående av öppet landskap.

Motsvarande ekvivalenta avstånd till samma koncentration som redovisas i Tabell 43 beräknas för en mindre stad med Ekvation [8:40] då koncentrationen uppnås inom avståndet x_{max} ($z_0=0,5$) i Tabell 34. Vid beräkningen varierar avståndet x inom Ekvation [8:40] tills dess att samma koncentration som redovisas i Tabell 43 uppnås. Den enda indata till ekvationen som ändras är korrektionsfaktorn för ytskrovlighet (K_r) och avståndet x .

I Tabell 44 presenteras beräknat ekvivalent avstånd för en mindre stad som antas motsvara avståndet för skyddszon bestående av öppet landskap.

Tabell 44. Beräknat ekvivalent avstånd för en mindre stad.

Parameter	Värde	Enhet
Ekvivalent avstånd	22,6432	M

Avståndet i Tabell 44 beräknas med Ekvation [8:40] från Fischer et al. (1998, p. 209).

För att beräkna konsekvensavståndet för en mindre stad används modell för passiv spridning för den efterföljande spridningen då avståndet till koncentrationen 100 ppm överstiger avståndet x_{max} ($z_0=0,5$) i Tabell 34 inom vilket modell för tunggasspridning är giltig.

Först omvandlas koncentrationen från ppm till enheten kg/m^3 , eftersom denna enhet används i ekvationer från Fischer et al. (1998). I Tabell 45 presenteras enhetsomvandlingens resultat.

Tabell 45. Enhetsomvandling från ppm till kg/m^3 .

ppm	mg/m^3	kg/m^3
100	282	$282 \cdot 10^{-6}$

Enhetsomvandlingen i Tabell 45 utförs med hjälp av en digital enhetsomvandlare från Lenntech BV (2016).

För den passiva spridningen beräknas korrigeringsfaktorn för underlagets skrovlighet (K_{rp}) för en mindre stad med Ekvation [-] från Fischer et al. (1998, p. 211).

Indata till Ekvation [-] redovisas i Tabell 46.

Tabell 46. Indata till Ekvation [-].

Parameter	Värde	Enhet
z_0	0,5	m
z_{03}	0,03	m

Värden på indata i Tabell 46 hämtas från Fischer et al. (1998).

Utdata från Ekvation [-] redovisas i Tabell 47.

Tabell 47. Utdata från Ekvation [-].

Parameter	Värde	Enhet
K_{rp}	1,755374	-

Utdata i Tabell 47 utgörs av beräknad korrigeringsfaktor för underlagets skrovlighet.

För den passiva spridningen beräknas koordinatförskjutningen i y-led (x_{y0}) med Ekvation [8:42] från Fischer et al. (1998, p. 212).

Indata till Ekvation [8:42] redovisas i Tabell 48.

Tabell 48. Indata till Ekvation [8:42].

Parameter	Värde	Enhet
K_{rp}	1,755374	-
K_{yt}	1	-
a_y	0,04	-
b_y	0,0001	-
γ_y	0,5	-
$\sigma_{y0}(= \sigma_y(x_{max}))$	8,246129	m

Värden på indata i Tabell 48 hämtas alternativt beräknas med ekvationer från Fischer et al. (1998).

Utdata från Ekvation [8:42] redovisas i Tabell 49.

Tabell 49. Utdata från Ekvation [8:42].

Parameter	Värde	Enhet
x_{y0}	118,1328	m

Utdata i Tabell 49 utgörs av beräknad koordinatförskjutning i y-led.

För den passiva spridningen beräknas koordinatförskjutningen i z-led (x_{z0}) med Ekvation [8:43] från Fischer et al. (1998, p. 212).

Indata till Ekvation [8:43] redovisas i Tabell 50.

Tabell 50. Indata till Ekvation [8:43].

Parameter	Värde	Enhet
K_{rp}	1,755374	-
a_z	0,016	-
b_z	0,0003	-
γ_z	1	-
$\sigma_{z0}(= \sigma_z(x_{max}))$	2,146159	m

Värden på indata i Tabell 50 hämtas alternativt beräknas med ekvationer från Fischer et al. (1998).

Utdata från Ekvation [8:43] redovisas i Tabell 51.

Tabell 51. Utdata från Ekvation [8:43].

Parameter	Värde	Enhet
x_{z0}	78,20669	m

Utdata i Tabell 51 utgörs av beräknad koordinatförskjutning i z-led.

Plymens bredd ($\sigma_y(x)$) inom giltighetsområdet för den passiva spridningsmodellen beräknas med Ekvation [8:41a] från Fischer et al. (1998, p. 210).

Indata till Ekvation [8:41a] redovisas i Tabell 52.

Tabell 52. Indata till Ekvation [8:41a].

Parameter	Värde	Enhet
a_y	0,04	-
b_y	0,0001	-
γ_y	0,5	-
x_{y0}	118,1328	m
K_{rp}	1,755374	-
K_{yt}	1	-

Värden på indata i Tabell 52 hämtas alternativt beräknas med ekvationer från Fischer et al. (1998).

Utdata från Ekvation [8:41a] redovisas i Tabell 53.

Tabell 53. Utdata från Ekvation [8:41a].

Parameter	Värde	Enhet
$\sigma_y(x)$	39,23625	m

Utdata i Tabell 53 utgörs av plymens beräknade bredd för den passiva spridningen.

Plymens höjd ($\sigma_z(x)$) inom giltighetsområdet för den passiva spridningsmodellen beräknas med Ekvation [8:41b] från Fischer et al. (1998, p. 210).

Indata till Ekvation [8:41b] redovisas i Tabell 54.

Tabell 54. Indata till Ekvation [8:41b].

Parameter	Värde	Enhet
a_z	0,016	-
b_z	0,0003	-
γ_z	1	-
x_{z0}	78,20669	m
K_{rp}	1,755374	-
K_{yt}	1	-

Värden på indata i Tabell 54 hämtas alternativt beräknas med ekvationer från Fischer et al. (1998).

Utdata från Ekvation [8:41b] redovisas i Tabell 55.

Tabell 55. Utdata från Ekvation [8:41b].

Parameter	Värde	Enhet
$\sigma_z(x)$	12,94175	m

Utdata i Tabell 55 utgörs av plymens beräknade höjd för den passiva spridningen.

Slutligen används Ekvation [8:26] från Fischer et al. (1998, p. 213) för att beräkna koncentrationen för IDLH. Avståndet x för den passiva spridningen beräknas genom att variera avståndet x inom Ekvation [8:26] tills dess att denna koncentration uppnås.

Indata till Ekvation [8:26] redovisas i Tabell 56.

Tabell 56. Indata till Ekvation [8:26].

Parameter	Värde	Enhet
x	456,5	m
$\sigma_y(x)$	39,23625	m
$\sigma_z(x)$	12,94175	m
Q	0,9	kg/s
U	2	m/s

Värden på indata i Tabell 56 beräknas med ekvationer från Fischer et al. (1998), samt hämtas från VTI (1996).

Utdata från Ekvation [8:26] redovisas i Tabell 57.

Tabell 57. Utdata från Ekvation [8:26].

Parameter	Värde	Enhet
$\chi(x, 0,0)$	$282 \cdot 10^{-6}$	kg/m ³

Utdata i Tabell 57 utgörs av beräknad koncentration för IDLH.

För att erhålla det totala konsekvensavståndet för en mindre stad adderas avståndet x i Tabell 56 för passiv spridning med avståndet x_{max} ($z_0=0,5$) i Tabell 34 för tunggasspridning enligt avsnitt 5.2.2, vilket ger det totala konsekvensavståndet 534,3162 m. Enligt Figur 7 i avsnitt 5.2.2 korrigeras sedan detta avstånd för den del som motsvaras av avstånden för skyddszoner genom att ersätta ekvivalenta avstånd i Tabell 41 och Tabell 44 med skyddszoners avstånd.

I Tabell 58 presenteras konsekvensavstånd för en mindre stad med skyddszon bestående av tät skog respektive öppet landskap.

Tabell 58. Konsekvensavstånd för en mindre stad med respektive utan åtgärd.

Skyddszon	Konsekvensavstånd [m]
Tät skog (med åtgärd)	532,163
Öppet landskap (utan åtgärd)	541,673

Konsekvensavstånd i Tabell 58 baseras på antagande om ekvivalenta avstånd i avsnitt 5.2.2.

Beräkningsgången upprepas för resterande fem scenarier som kan inträffa vid olycka under transport av ADR-S delklass 2.3 på representativ vägsträcka.

För att ta fram jämförande konsekvensavstånd för detta scenario används datorprogrammet Spridning Luft version 1.4.0.

Indata till simulering i programmet redovisas i Tabell 59.

Tabell 59. Indata till programmet Spridning Luft.

Parameter	Värde	Enhet
Kemikalie	Svaveldioxid	-
Transporterad mängd	24000	kg
Källstyrka	0,9	kg/s
Utsläppets varaktighet	30	min
Omgivningens ytråhet	0,5 (mindre stad)	m
Klimatzon	Svealand	-
Vindriktning	180	grader
Temperatur utomhus	10	Grader Celsius
Datum	2016-10-29-2016-11-02	-
Tid	Dagtid	-
Solinstrålning	254	W/m ²
Stabilitetsklass	F	-
Vindhastighet	2	m/s

Värden på indata i Tabell 59 baseras på indata i ekvationer från Fischer et al. (1998).

Utdata från simulering i programmet redovisas i Tabell 60.

Tabell 60. Utdata från programmet Spridning Luft.

Parameter	Värde	Enhet
Avstånd till 100 ppm (IDLH)	491	m

Utdata i Tabell 60 utgörs av konsekvensavståndet för utsläpp av svaveldioxid.

Simuleringar av jämförande konsekvensavstånd utförs för resterande fem scenarier som kan inträffa vid olycka under transport av ADR-S delklass 2.3 på representativ vägsträcka.

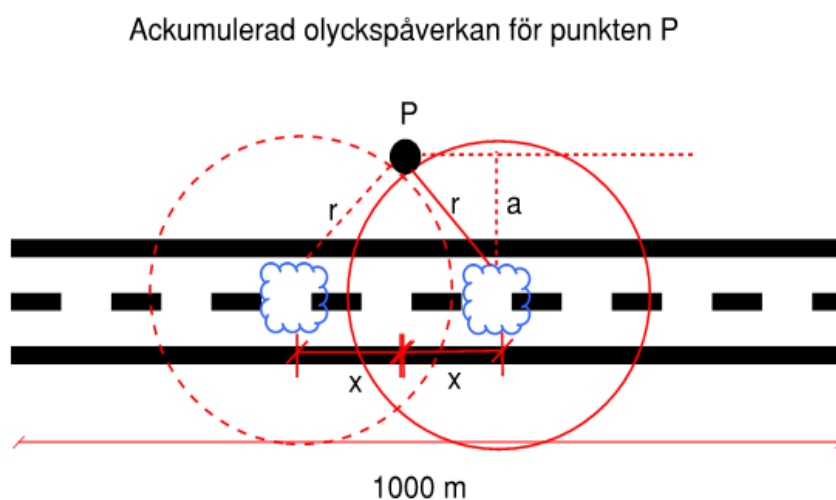
11. Bilaga C – Beräkning av riskbidrag

I detta kapitel presenteras beräkningar av riskbidrag från transport av ADR-S delklass 2.3 på representativ vägsträcka med respektive utan åtgärd i form av vegetation som skyddszon.

Individriskbidraget från transport av ADR-S delklass 2.3 beräknas med Ekvation [5] från Sanglén (2005, p. 55).

$$IR = f \cdot 2 \cdot \frac{\sqrt{r^2 - a^2}}{1000} \cdot \frac{\alpha}{360} \quad [5]$$

Individriskbidraget beräknas för punkten P i Figur 21 som visar längden på vägavsnittet $2x$ som en olycka med konsekvensavståndet r måste inträffa på för att påverka denna punkt.



Figur 21. Utifrån konsekvensavståndet r och avståndet a från vägen kan Pythagoras sats användas för att beräkna sträckan $2x$ på vilken en olycka måste inträffa för att påverka punkten P. Figur av Martin Thomasson.

Indata till Ekvation [5] redovisas i Tabell 61.

Tabell 61. Indata till Ekvation [5].

Scenario	Frekvens (f) [gånger per år]	Konsekvensavstånd utan åtgärd i form av skyddszon bestående av 30 m öppet landskap (r) [m]	Konsekvensavstånd med åtgärd i form av skyddszon bestående av 30 m tät skog (r) [m]
Stort utsläpp, stabilitetsklass F, vindhastighet 2 m/s	$4,21 \cdot 10^{-7}$	2612	2603
Stort utsläpp, stabilitetsklass D, vindhastighet 5 m/s	$1,68 \cdot 10^{-6}$	628	612
Medelstort utsläpp, stabilitetsklass F, vindhastighet 2 m/s	$5,24 \cdot 10^{-7}$	542	532
Medelstort utsläpp, stabilitetsklass D, vindhastighet 5 m/s	$2,10 \cdot 10^{-6}$	133	116
Litet utsläpp, stabilitetsklass F, vindhastighet 2 m/s	$1,58 \cdot 10^{-6}$	167	157
Litet utsläpp, stabilitetsklass D, vindhastighet 5 m/s	$6,30 \cdot 10^{-6}$	50	32

Indata i Tabell 61 baseras på beräkningsgång redovisad i Bilaga A och Bilaga B.

Spridningsvinkeln (α) ansätts till 15 grader baserat på förenkling från Sanglén (2005) och kvoten 15/360 tar hänsyn till utsläppets riktning. Individriskbidraget beräknas för en delsträcka på 1 km inom ett avstånd av 150 m från vägen (a). Med Ekvation [5] ackumuleras individriskbidraget i punkten P från 150 m från vägen och inåt för var tionde meter, vilket ger upphov till individriskprofiler i avsnitt 5.2.4.

Utdata från Ekvation [5] utgörs av individriskprofiler med respektive utan åtgärd i Figur 10 i avsnitt 5.2.4. Åtgärdens reduktion av riskbidrag från transport av ADR-S delklass 2.3 beräknas genom att jämföra individriskprofilerna och reduktionen utgörs då av den procentuella skillnaden mellan dessa, vilken åskådliggörs i Figur 11 i avsnitt 5.2.4.

Samhällsriskbidraget från transport av ADR-S delklass 2.3 beräknas med Ekvation [6] från Sanglén (2005, p. 57).

$$n = \pi \cdot r^2 \cdot N \cdot \frac{\alpha}{360} \quad [6]$$

Indata till Ekvation [6] redovisas i Tabell 62.

Tabell 62. Indata till Ekvation [6].

Scenario	Konsekvensavstånd utan åtgärd i form av skyddszon bestående av 30 m öppet landskap (r) [m]	Konsekvensavstånd med åtgärd i form av skyddszon bestående av 30 m tät skog (r) [m]
Stort utsläpp, stabilitetsklass F, vindhastighet 2 m/s	2612	2603
Stort utsläpp, stabilitetsklass D, vindhastighet 5 m/s	628	612
Medelstort utsläpp, stabilitetsklass F, vindhastighet 2 m/s	542	532
Medelstort utsläpp, stabilitetsklass D, vindhastighet 5 m/s	133	116
Litet utsläpp, stabilitetsklass F, vindhastighet 2 m/s	167	157
Litet utsläpp, stabilitetsklass D, vindhastighet 5 m/s	50	32

Indata i Tabell 62 baseras på beräkningsgång redovisad i Bilaga B.

Eftersom området närmast vägen, vilket utgörs av skyddszonens djup, antas vara obebott korrigeras konsekvensavstånd i Tabell 62 med 30 m för beräkningar av antalet omkomna.

Ytterligare indata till Ekvation [6] redovisas i Tabell 63.

Tabell 63. Ytterligare indata till Ekvation [6].

Parameter	Värde	Enhet
N (dag)	500	invånare per km ²
N (natt)	2500	invånare per km ²
α	15	grader

Indata i Tabell 63 baseras på Stenberg (2007); Sanglén (2005).

Befolkningstätheten korrigeras för andelen personer som befinner sig utomhus, vilket är 10 procent av befolkningen på dagtid respektive 1 procent på natten enligt Stenberg (2007). Antalet omkomna personer justeras för antalet timmar på dygnet som utgörs av dagtid respektive nattetid. Dagtid representeras av 9 timmar om dygnet och resterande timmar på dygnet antas som natt enligt förenkling från Almén och Sosnowski (2011). Antalet omkomna personer justeras även för andelen omkomna utomhus respektive inomhus, vilken antas vara 100 procent respektive 10 procent enligt förenkling från Ale och Uijt de Haag (2005).

Utdata från Ekvation [6] redovisas i Tabell 64.

Tabell 64. Utdata från Ekvation [6]. Notera att logaritmisk skala används, vilket leder till minsta antalet omkomna ett.

Scenario	Antal omkomna (n) [st]	
	Utan åtgärd	Med åtgärd
Stort utsläpp, stabilitetsklass F, vindhastighet 2 m/s	180	178
Stort utsläpp, stabilitetsklass D, vindhastighet 5 m/s	10	9
Medelstort utsläpp, stabilitetsklass F, vindhastighet 2 m/s	7	7
Medelstort utsläpp, stabilitetsklass D, vindhastighet 5 m/s	1	1
Litet utsläpp, stabilitetsklass F, vindhastighet 2 m/s	1	1
Litet utsläpp, stabilitetsklass D, vindhastighet 5 m/s	1	1

Utdata i Tabell 64 baseras på ett bebyggelsefritt avstånd på 30 m från vägsträckan.

Genom att ordna scenarierna i storleksordning efter antalet omkomna och sedan ackumulera frekvenserna för scenarierna kan en F/N kurva framställas över den ackumulerade frekvensen för antalet omkomna, vilken redovisas i Figur 12 i avsnitt 5.2.4.

Förväntat antal omkomna per år beräknas genom att multiplicera frekvensen för respektive scenario med antalet omkomna för scenariot och sedan summera ihop denna produkt för samtliga scenarier. Antalet presenteras med respektive utan åtgärd i avsnitt 5.2.4.

12. Bilaga D – Känslighetsanalys

I detta kapitel presenteras en känslighetsanalys av vegetationens riskreduktion härledd från skillnaden i konsekvensavstånd med respektive utan åtgärd. I känslighetsanalysen varieras djupet på skyddszonen från 10 till 20 till 30 m för att se inverkan på konsekvensavstånd.

I Tabell 65 redovisas resultatet av känslighetsanalysen med avseende på skillnaden i konsekvensavstånd uttryckta som variabeln r i tabellen med respektive utan åtgärd.

Tabell 65. Resultat av känslighetsanalys.

Scenario	r utan åtgärd (10 m djup)	r med åtgärd (10 m djup)	r utan åtgärd (20 m djup)	r med åtgärd (20 m djup)	r utan åtgärd (30 m djup)	r med åtgärd (30 m djup)
Stort utsläpp, stabilitetsklass F, vindhastighet 2 m/s	2608	2604	2610	2604	2612	2603
Stort utsläpp, stabilitetsklass D, vindhastighet 5 m/s	620	615	624	614	628	612
Medelstort utsläpp, stabilitetsklass F, vindhastighet 2 m/s	537	534	539	533	542	532
Medelstort utsläpp, stabilitetsklass D, vindhastighet 5 m/s	125	119	129	117	133	116
Litet utsläpp, stabilitetsklass F, vindhastighet 2 m/s	164	160	165	159	167	157
Litet utsläpp, stabilitetsklass D, vindhastighet 5 m/s	41	35	46	34	50	32

Djupet på skyddszonen i Tabell 65 är den enda parameter som ändras i analysen.

13. Bilaga E – Jämförelse av gränsvärden

I detta kapitel presenteras beräkningar för jämförelsen av gränsvärdena LC₅₀ och IDLH.

För att beräkna LC₅₀ för svaveldioxid används probitfunktion från Fischer et al. (1998).

Probitfunktionen beskrivs av Ekvation [9:3] från Fischer et al. (1998, p. 249).

$$Pr = \alpha + \beta_2 \ln(C^n t) \quad [9:3]$$

Probitvärdet sätts till noll för LC₅₀, vilket innebär att hälften av exponerade individer erhåller den skada som probitfunktionen beräknats för enligt Figur 9.1 i Fischer et al. (1998, p. 249).

Koncentrationen C som ger upphov till denna skada löses ur probitfunktionen i Ekvation [9:3], vilket ger Ekvation [7].

$$C = \left(\frac{e^{-(\alpha/\beta_2)}}{t} \right)^{\frac{1}{n}} \quad [7]$$

Indata till Ekvation [7] redovisas i Tabell 66.

Tabell 66. Indata till Ekvation [7].

Parameter	Värde	Enhet
α	- 25,4 (död)	-
β_2	0,75	-
n	4,0	-
t	30	min

Värden på indata i Tabell 66 hämtas från Tabell 9.5 i Fischer et al. (1998, p. 271).

Utdata från Ekvation [7] redovisas i Tabell 67.

Tabell 67. Utdata från Ekvation [7].

Parameter	Värde	Enhet
C	2031	mg/m ³

Utdata i Tabell 67 utgörs av koncentrationen för gränsvärdet LC₅₀.

Med hjälp av digital enhetsomvandlare från Lenntech BV (2016) omvandlas koncentrationen för LC₅₀ i Tabell 67 till enheten ppm för att kunna jämföra gränsvärdena i samma enhet.

I Tabell 68 presenteras jämförelsen av gränsvärdena IDLH och LC₅₀.

Tabell 68. Jämförelse av gränsvärden.

Gränsvärde	Koncentration [ppm]	Toxisk effekt
IDLH	100	Omedelbar fara för människors liv och hälsa eller risk för irreversibla skador
LC ₅₀	720	Hälften av exponerade personer omkommer

Koncentrationen för gränsvärdet IDLH i Tabell 68 hämtas från NIOSH (1994) medan koncentrationen för gränsvärdet LC₅₀ beräknas med ekvationer från Fischer et al. (1998).

14. Bilaga F – Doseringsberäkningar

I detta kapitel presenteras beräkningar av dosen svaveldioxid, samt andel omkomna inomhus, vilken används till att beräkna konsekvensavstånden.

14.1 Koncentration utomhus

Koncentrationer av svaveldioxid utomhus beräknas inledningsvis för ett avstånd av 30 respektive 70 m från utsläppspunkt utan hänsyn till någon byggnad. I Tabell 69 presenteras beräknade koncentrationer av svaveldioxid utomhus på dessa avstånd.

Tabell 69. Koncentrationer utomhus på ett avstånd av 30 respektive 70 m från utsläppspunkt för samtliga scenarier.

Scenario	Koncentration 30 m från utsläppspunkt [kg/m ³]	Koncentration 70 m från utsläppspunkt [kg/m ³]
Stort utsläpp, stabilitetsklass F, vindhastighet 2 m/s	0,3	0,1
Stort utsläpp, stabilitetsklass D, vindhastighet 5 m/s	0,1	0,03
Medelstort utsläpp, stabilitetsklass F, vindhastighet 2 m/s	0,06	0,016
Medelstort utsläpp, stabilitetsklass D, vindhastighet 5 m/s	0,01	0,0023
Litet utsläpp, stabilitetsklass F, vindhastighet 2 m/s	0,009	0,0026
Litet utsläpp, stabilitetsklass D, vindhastighet 5 m/s	0,001	0,0002

Koncentrationer i Tabell 69 baseras på beräkningsgång för spridningsberäkningar i Bilaga B.

14.2 Enhetsomvandlingar

Enhetsomvandling av koncentration från kg/m³ till volymprocent görs enligt Ekvation [8].

$$C_{vol\%} = \left(\left(\frac{\left(\frac{C_{kg} \cdot 1m^3}{m^3} \right)}{\rho_{SO_2}} \right) / 1m^3 \right) \cdot 100 \quad [8]$$

Enhetsomvandling av koncentration från volymprocent till mg/m³ görs enligt Ekvation [9].

$$C_{\frac{mg}{m^3}} = \left(\frac{\left(\left(\left(\frac{C_{vol\%}}{100} \right) \cdot 1m^3 \right) \cdot \rho_{SO_2} \right)}{1m^3} \right) \cdot 1 \cdot 10^6 \quad [9]$$

14.3 Koncentration inomhus

Koncentrationen inomhus av den svaveldioxid som läcker in genom friskluftsintaget beräknas med Ekvation [2.9] från Harris (1983, p. 33).

$$C(t) = \frac{100Q_g}{(Q_a+Q_g)} \cdot \left(1 - e^{-\frac{(Q_a+Q_g)t}{V}}\right) \quad [2.9]$$

Volymflödet av luft beräknas med Ekvation [10].

$$Q_a = \text{Antal luftomsättningar per timme} \cdot V \quad [10]$$

Volymflödet av gas beräknas med Ekvation [11].

$$Q_g = C_{gas,ute} \cdot Q_a \quad [11]$$

Ekvation [2.9] förutsätter perfekt omblandning mellan gas och luft inomhus, samt att flödet genom friskluftsintaget är stationärt (Harris, 1983).

14.4 Dosering

Metodiken för doseringsberäkningar baseras på beräkningsexempel i Fischer et al. (1998). Medelkoncentrationen inomhus beräknas för varje tidsintervall om fem minuter under exponeringstiden. Koncentrationen för varje tidsintervall multipliceras med kvoten mellan aktuell respiratorisk minutvolym och normal respiratorisk minutvolym på 15 liter per minut enligt Ekvation [-] från Fischer et al. (1998, p. 263).

$$C_i = C \cdot \text{minutvolym}/15 \quad [-]$$

Doseringsbidrag för varje tidsintervall beräknas med Ekvation [9:5] från Fischer et al. (1998, p. 250).

$$\text{Dosering} = C^n t \quad [9:5]$$

För att erhålla den totala dosen under exponeringstiden summeras doseringsbidragen enligt Ekvation [9:4] från Fischer et al. (1998, p. 249).

$$\text{Dosering} = \int [C^n t] dt \quad [9:4]$$

Den totala dosen inomhus under exponeringstiden sätts in i probitfunktion, vilken beskrivs av Ekvation [9:3] från Fischer et al. (1998, p. 249).

$$Pr = \alpha + \beta_2 \ln(C^n t) \quad [9:3]$$

Utifrån beräknade probitvärden bestäms det procentuella skadeutfallet i form av andelen omkomna med hjälp av Tabell 9.6 i Fischer et al. (1998, p. 272).

14.5 Beräkningsexempel

I avsikt att visa beräkningsgången redovisas beräkningsexempel av andel omkomna för scenario med stort utsläpp av svaveldioxid, stabilitetsklass F och vindhastighet 2 m/s med åtgärd då friskluftsintaget har placering (3) enligt Figur 14 i avsnitt 5.3.3.1 på byggnad belägen 30 m från utsläppspunkt på representativ vägsträcka. Utifrån andelen omkomna beräknas sedan konsekvensavstånden inomhus för detta scenario.

Enligt avsnitt 5.3.3.1 beräknas konsekvensavstånden inomhus med följande beräkningssteg:

1.→3.→6.→4. →7→8.

Nedan följer en detaljerad beskrivning av beräkningsgången.

1. Först beräknas koncentrationen av svaveldioxid utomhus på 30 m avstånd från utsläppspunkten på representativ vägsträcka. Koncentrationsberäkningen följer samma beräkningsgång som redovisas i Bilaga B. Enligt Tabell 69 i avsnitt 14.1 uppgår denna koncentration till 0,3 kg/m³. Koncentrationen omvandlas därefter till volymprocent med hjälp av Ekvation [8].

Indata till Ekvation [8] redovisas i Tabell 70.

Tabell 70. Indata till Ekvation [8].

Parameter	Värde	Enhet
$C_{\frac{kg}{m^3}}$	0,3	kg/m ³
ρ_{SO_2}	2,926	kg/m ³

Värden på indata i Tabell 70 hämtas från Alphonce, Björk, Brodin och Pilström (1998), samt från Tabell 69 i avsnitt 14.1.

Utdata från Ekvation [8] redovisas i Tabell 71.

Tabell 71. Utdata från Ekvation [8].

Parameter	Värde	Enhet
$C_{vol\%}$	10,3	vol%

Utdata i Tabell 71 utgörs av utomhuskoncentrationen uttryckt i volymprocent.

3. Koncentrationen i volymprocent multipliceras med kvoten $\frac{0,25 \text{ vol}\%}{15 \text{ vol}\%}$, vilket är reduktionen på byggnadens baksida enligt vindtunneexperiment utförda av Krogstad och Pettersen (1986). Detta ger koncentrationen 0,17 vol%.
6. Koncentrationen inomhus av den svaveldioxid som läcker in genom friskluftsintaget beräknas med Ekvation [2.9] från Harris (1998, p. 33).

Först beräknas volymflödet av luft med Ekvation [10].

Indata till Ekvation [10] redovisas i Tabell 72.

Tabell 72. Indata till Ekvation [10].

Parameter	Värde	Enhet
Antal luftomsättningar per timme	0,5	st/h
V	17280	m^3

Värden på indata i Tabell 72 hämtas från Krogstad och Pettersen (1986); Larsson (2015).

Utdata från Ekvation [10] redovisas i Tabell 73.

Tabell 73. Utdata från Ekvation [10].

Parameter	Värde	Enhet
Q_a	8640	m^3/h

Utdata i Tabell 73 utgörs av volymflödet av luft.

Sedan beräknas volymflödet av svaveldioxid med Ekvation [11].

Indata till Ekvation [11] redovisas i Tabell 74.

Tabell 74. Indata till Ekvation [11].

Parameter	Värde	Enhet
$C_{gas,ute}$	0,17	vol%
Q_a	8640	m^3/h

Värden på indata i Tabell 74 hämtas från beräkningssteg 3 och Tabell 73.

Utdata från Ekvation [11] redovisas i Tabell 75.

Tabell 75. Utdata från Ekvation [11].

Parameter	Värde	Enhet
Q_g	14,9	m^3/h

Utdata i Tabell 75 utgörs av volymflödet av svaveldioxid.

Därefter beräknas koncentrationen av svaveldioxid inomhus med Ekvation [2:9] från Harris (1983, p. 33).

Indata till Ekvation [2:9] redovisas i Tabell 76.

Tabell 76. Indata till Ekvation [2.9].

Parameter	Värde	Enhet
Q_a	8640	m^3/h
Q_g	14,9	m^3/h
V	17280	m^3
t	(var femte minut)	h

Indata i Tabell 76 hämtas från Tabell 72, Tabell 73 och Tabell 75.

Utdata från Ekvation [2:9] redovisas i Tabell 77.

Tabell 77. Utdata från Ekvation [2:9].

Parameter	Värde	Enhet
$C(5)$	0,007	vol%
$C(10)$	0,014	vol%
$C(15)$	0,020	vol%
$C(20)$	0,026	vol%
$C(25)$	0,032	vol%
$C(30)$	0,038	vol%

Utdata i Tabell 77 utgörs av inomhuskoncentrationen av svaveldioxid uttryckt i vol% för var femte minut under exponeringstiden.

Därefter omvandlas koncentrationen inomhus från vol% till mg/m^3 enligt Ekvation [9]. Indata till Ekvation [9] utgörs av utdata i Tabell 77 samt av densiteten för svaveldioxid ($\rho_{\text{SO}_2}=2,926 \text{ kg/m}^3$).

Utdata från Ekvation [9] redovisas i Tabell 78.

Tabell 78. Utdata från Ekvation [9].

Parameter	Värde	Enhet
$C(5)$	206	mg/m^3
$C(10)$	403	mg/m^3
$C(15)$	592	mg/m^3
$C(20)$	773	mg/m^3
$C(25)$	947	mg/m^3
$C(30)$	1114	mg/m^3

Utdata i Tabell 78 utgörs av inomhuskoncentrationen av svaveldioxid uttryckt i mg/m^3 för var femte minut under exponeringstiden.

4. Inomhuskoncentrationen av svaveldioxid multipliceras med reduktionskvoten för höjden 6 m beräknad från simuleringar i datorprogrammet Spridning Luft.

Indata till simuleringar i programmet redovisas i Tabell 79.

Tabell 79. Indata till programmet Spridning Luft.

Parameter	Värde	Enhet
Kemikalie	Svaveldioxid	-
Transporterad mängd	24000	kg
Källstyrka	17,9	kg/s
Utsläppets varaktighet	30	min
Omgivningens ytråhet	0,03 (öppet landskap)	m
Klimatzon	Svealand	-
Vindriktning	180	grader
Temperatur utomhus	10	grader Celsius
Datum	2017-01-19	-
Tid	Dagtid	-
Solinstrålning	300	W/m ²
Stabilitetsklass	F	-
Vindhastighet	2	m/s
Avstånd från utsläppspunkt	30	m
Luftväxlingar	0,5	st/h
Höjd för ventilationsintag	0	m
	6	m

Värden på indata i Tabell 79 baseras på förutsättningar för beskrivet scenario.

Utdata från simuleringar i programmet redovisas i Tabell 80.

Tabell 80. Utdata från programmet Spridning Luft.

Parameter	Värde	Enhet
Inomhuskoncentration med ventilationsintag 0 m höjd	22000	mg/m ³
Inomhuskoncentration med ventilationsintag 6 m höjd	8000	mg/m ³

Utdata i Tabell 80 utgörs av inomhuskoncentrationer av svaveldioxid då ventilationsintaget är placerat på 0 respektive 6 meters höjd ovan mark.

Kvoten mellan inomhuskoncentration med ventilationsintag på 6 respektive 0 meters höjd blir 0,36, vilket även visas i Tabell 11 i avsnitt 5.3.2.

I Tabell 81 redovisas inomhuskoncentrationer multiplicerade med denna kvot.

Tabell 81. Utdata från Ekvation [9].

Parameter	Värde	Enhet
$C(5)$	75	mg/m ³
$C(10)$	146	mg/m ³
$C(15)$	215	mg/m ³
$C(20)$	281	mg/m ³
$C(25)$	344	mg/m ³
$C(30)$	405	mg/m ³

Inomhuskoncentrationer i Tabell 81 är korrigerade för friskluftsintagets höjd på 6 m.

7. Inomhuskoncentrationer i Tabell 81 multipliceras med kvoten mellan aktuell respiratorisk minutvolym och normal respiratorisk minutvolym på 15 liter per minut enligt Ekvation [-] från Fischer et al. (1998, p. 263).

Indata till Ekvation [-] utgörs av inomhuskoncentrationer i Tabell 81 samt aktuella respiratoriska minutvolymmer redovisade i Tabell 82.

Tabell 82. Indata till Ekvation [-].

Parameter	Värde	Enhet
<i>minutvolym</i> (5 min)	20	l/min
<i>minutvolym</i> (10 min)	50	l/min
<i>minutvolym</i> (15 min)	50	l/min
<i>minutvolym</i> (20 min)	50	l/min
<i>minutvolym</i> (25 min)	25	l/min
<i>minutvolym</i> (30 min)	25	l/min

Minutvolymmer i Tabell 82 hämtas från Tabell 9.2 i Fischer et al. (1998, p. 263).

Utdata från Ekvation [-] redovisas i Tabell 83.

Tabell 83. Utdata från Ekvation [-].

Parameter	Värde	Enhet
$C(5)$	100	mg/m ³
$C(10)$	488	mg/m ³
$C(15)$	717	mg/m ³
$C(20)$	937	mg/m ³
$C(25)$	574	mg/m ³
$C(30)$	675	mg/m ³

Inomhuskoncentrationer i Tabell 83 är multiplicerade med kvoten mellan aktuell respiratorisk minutvolym och normal respiratorisk minutvolym på 15 liter per minut.

Doseringsbidrag beräknas för varje tidsintervall med Ekvation [9:5] från Fischer et al. (1998, p. 250).

Indata till Ekvation [9:5] utgörs av inomhuskoncentrationer i Tabell 83 samt av parametrar som redovisas i Tabell 84.

Tabell 84. Indata till Ekvation [9:5].

Parameter	Värde	Enhet
n	4	-
t	5	min

Indata i Tabell 84 utgörs av konstant från Tabell 9.5 i Fischer et al. (1998, p. 271), samt av längden på respektive tidsintervall.

Utdata från Ekvation [9:5] redovisas i Tabell 85.

Tabell 85. Utdata från Ekvation [9:5].

Parameter	Värde	Enhet
<i>Doseringsbidrag</i> (5)	$4,93 \cdot 10^8$	mg/m ³ min
<i>Doseringsbidrag</i> (10)	$2,84 \cdot 10^{11}$	mg/m ³ min
<i>Doseringsbidrag</i> (15)	$1,32 \cdot 10^{12}$	mg/m ³ min
<i>Doseringsbidrag</i> (20)	$3,86 \cdot 10^{12}$	mg/m ³ min
<i>Doseringsbidrag</i> (25)	$5,43 \cdot 10^{11}$	mg/m ³ min
<i>Doseringsbidrag</i> (30)	$1,04 \cdot 10^{12}$	mg/m ³ min

Utdata i Tabell 85 utgörs av doseringsbidrag för respektive tidsintervall.

Den totala dosen under exponeringstiden beräknas till sist genom att summera doseringsbidragen i Tabell 85 enligt Ekvation [9:4] från Fischer et al. (1998, p. 249).

Indata till Ekvation [9:4] utgörs av utdata i Tabell 85 samt av indata i Tabell 84.

Utdata från Ekvation [9:4] redovisas i Tabell 86.

Tabell 86. Utdata från Ekvation [9:4].

Parameter	Värde	Enhet
<i>Dosering</i>	$7,05 \cdot 10^{12}$	mg/m ³ min

Utdata i Tabell 86 utgörs av den sammanlagda dosen svaveldioxid under exponeringstiden.

Probitvärdet beräknas med Ekvation [9:3] från Fischer et al. (1998, p. 249).

Indata till Ekvation [9:3] redovisas i Tabell 87.

Tabell 87. Indata till Ekvation [9:3].

Parameter	Värde	Enhet
α	-25,4 (död)	-
β_2	0,75	-
$C^n t$	$7,05 \cdot 10^{12}$	mg/m ³ min

Indata i Tabell 87 utgörs av utdata i Tabell 86 samt av regressionsfaktorer från Tabell 9.5 i Fischer et al. (1998, p. 271).

Utdata från Ekvation [9:3] redovisas i Tabell 88.

Tabell 88. Utdata från Ekvation [9:3].

Parameter	Värde	Enhet
<i>Pr</i>	-3,21	-

Utdata i Tabell 88 utgörs av probitvärdet.

Genom avläsning ur Tabell 9.6 i Fischer et al. (1998, p. 272) omvandlas probitvärdet i Tabell 88 till det procentuella skadeutfallet noll. Därmed är andelen omkomna noll för detta scenario med åtgärd (3).

- Eftersom andelen omkomna inomhus är noll procent 30 m från vägsträckan ligger avstånden till LC₅₀ och LC₀ inom detta bebyggelsefria avstånd, vilket leder till att konsekvensavstånden blir 0 m enligt Tabell 12 och Tabell 13 i avsnitt 5.3.3.3.

15. Bilaga G – Beräkning av riskbidrag

I detta kapitel presenteras beräkningar av riskbidrag från transport av ADR-S delklass 2.3 på representativ vägsträcka med respektive utan åtgärd i form av placering av friskluftsintag.

Samhällsrisksbidraget från transport av ADR-S delklass 2.3 beräknas med Ekvation [6] från Sanglén (2005, p. 57), vilken redovisas i Bilaga C.

Indata till Ekvation [6] utgörs av konsekvensavstånd presenterade i Tabell 12, Tabell 13 och Tabell 14 i avsnitt 5.3.3.3, samt av befolkningstäthet och spridningsvinkel presenterade i Tabell 63 i Bilaga C. Beräkningsgången följer den som presenteras i denna bilaga förutom att andelen omkomna inomhus beräknas för respektive scenario enligt beräkningsgång redovisad i Bilaga F. Utdata från Ekvation [6] redovisas i Tabell 89 och Tabell 90.

Tabell 89. Utdata från Ekvation [6]. Notera att logaritmisk skala används, vilket leder till minsta antalet omkomna ett.

Scenario	Antal omkomna (n) [st]			
	Utan åtgärd (1)	Med åtgärd (2)	Med åtgärd (3)	Med åtgärd (4)
Stort utsläpp, stabilitetsklass F, vindhastighet 2 m/s	6	3	2	2
Stort utsläpp, stabilitetsklass D, vindhastighet 5 m/s	1	1	1	1
Medelstort utsläpp, stabilitetsklass F, vindhastighet 2 m/s	1	1	1	1
Medelstort utsläpp, stabilitetsklass D, vindhastighet 5 m/s	1	1	1	1
Litet utsläpp, stabilitetsklass F, vindhastighet 2 m/s	1	1	1	1
Litet utsläpp, stabilitetsklass D, vindhastighet 5 m/s	1	1	1	1

Utdata i Tabell 89 baseras på ett bebyggelsefritt avstånd på 30 m från vägsträckan.

Tabell 90. Utdata från Ekvation [6]. Notera att logaritmisk skala används, vilket leder till minsta antalet omkomna ett.

Scenario	Antal omkomna (n) [st]			
	Utan åtgärd (1)	Med åtgärd (2)	Med åtgärd (3)	Med åtgärd (4)
Stort utsläpp, stabilitetsklass F, vindhastighet 2 m/s	4	3	3	3
Stort utsläpp, stabilitetsklass D, vindhastighet 5 m/s	1	1	1	1
Medelstort utsläpp, stabilitetsklass F, vindhastighet 2 m/s	1	1	1	1
Medelstort utsläpp, stabilitetsklass D, vindhastighet 5 m/s	1	1	1	1
Litet utsläpp, stabilitetsklass F, vindhastighet 2 m/s	1	1	1	1
Litet utsläpp, stabilitetsklass D, vindhastighet 5 m/s	1	1	1	1

Utdata i Tabell 90 baseras på ett bebyggelsefritt avstånd på 70 m från vägsträckan.

Eftersom bebyggelsefritt område närmast vägen antas vara obebott är antalet omkomna i Tabell 89 och Tabell 90 korrigerade för bebyggelsefria avstånd på 30 respektive 70 m.

Genom att ordna scenarierna i storleksordning efter antalet omkomna och sedan ackumulera frekvenserna för scenarierna kan F/N kurvor framställas över den ackumulerade frekvensen för antalet omkomna. F/N kurvor för antalet omkomna i Tabell 89 och Tabell 90 presenteras i Figur 18 och Figur 19 i avsnitt 5.3.4.

Förväntat antal omkomna per år beräknas genom att multiplicera frekvensen för respektive scenario med antalet omkomna för scenariot och sedan summera ihop denna produkt för samtliga scenarier. Antalet presenteras med respektive utan åtgärd i Tabell 15 i avsnitt 5.3.4.