

Probitfunktioner – En studie av tillämpning i Sverige och effekter av förändrade probitkonstanter

James Lundström & Fabian Valenzuela Lundkvist |
Avdelningen för riskhantering och samhällssäkerhet | LTH |
Lunds universitet



Probitfunktioner – En studie av tillämpning i Sverige och effekter av förändrade probitkonstanter

James Lundström och Fabian Valenzuela Lundkvist

Lund 2023

Title: Probitfunktioner – En studie av tillämpning i Sverige och effekter av förändrade probitkonstanter

Title: Probit functions – A study of application in Sweden and effects of changed probit constants

Författare/Authors: James Lundström och Fabian Valenzuela Lundkvist

Antal sidor/Number of pages: 110 sidor inklusive bilagor, 75 sidor exklusive bilagor

Figurer/Figures: 39

Tabeller/Tables: 30

Nyckelord: QRA, Probit, Kvantitativ Riskanalys, ALOHA, Spridning Luft, jämförelsestudie, vådautsläpp, gas, fallstudie, djur-människa extrapolering, risk

Keywords: QRA, Probit, Quantitative Risk Analysis, ALOHA, Spridning Luft, comparative study, hazardous release, gas, case study, animal-human extrapolation, risk

Abstract: The purpose of this thesis was to investigate how probit functions have changed based on research that has been conducted by RIVM in the Netherlands, and to investigate how the calculated risk evaluation changes when using new values derived in QRAs conducted in Sweden. The goal was to quantify any differences that might occur due to the changes in probit functions. To conduct this thesis a survey was done in conjunction with a hypothetical case study and a literature review.

The results show that the changes brought about in the probit functions are notable. The results also show that most consultant companies in Sweden use simplified software to conduct their QRA calculations regarding consequence assessments. The results also show how big of an impact the assessment factors being used in the derivation of the new probit functions have when it comes to determine the lethal concentrations for humans.

© Copyright: Division of Risk Management and Societal Safety, Faculty of Engineering Lund University, Lund 2023. Avdelningen för Riskhantering och samhällssäkerhet, Lunds tekniska högskola, Lunds universitet, Lund 2023.

Avdelningen för Riskhantering och
samhällssäkerhet

Lunds tekniska högskola

Lunds universitet

Box 118

221 00 Lund, Sverige

Division of Risk Management and Societal
Safety Faculty of Engineering

Lund University

P.O. Box 118

SE-221 00

Lund, Sweden

Förord

Denna rapport har tagits fram i samband med examensarbete för Civilingenjörsprogrammet i riskhantering vid Lunds tekniska högskola.

Ett stort tack till samtliga konsulter som tog sig tid att delta i enkätstudien, er information och tankegångar har varit ovärderliga.

Vi riktar även ett stort tack till följande personer som har funnits som stöd under arbetets gång. Utan er hade det inte varit möjligt.

Margaret McNamee: Handledare. Dina vänliga ord och råd samt den vägledning du givit oss har varit ovärderlig.

Håkan Frantzich: För stöd och utlånande av litteratur.

Johan Ingvarsson: Som gav upphov till grundidén till detta examensarbete.

Anders Östman: Kemikalieinspektionen. Tack för ett engagerat och vänligt tillmötesgående vid frågor gällande statistik.

Ett stort tack riktas även till vänner och familj som funnits som externt stöd. Den betydelse ni har vet inga gränser.

James Lundström och Fabian Valenzuela Lundkvist

Lund, 2023

*" The only thing constant in life is
change".*

Heraclitus

Summary

Today there are a large number of industries. Within these industries, there may be use of chemicals that are considered dangerous to humans if they were to be exposed. To deal with this, a risk analysis must be carried out. Such a risk analysis can be carried out in either a qualitative or quantitative way. A quantitative risk analysis has a higher degree of detail than the qualitative one where the analyst works with frequencies, probabilities, and models. In Sweden there is a lack of a standardized way of working with quantitative risk analyses, which can be compared to the Netherlands, which uses a manual with standardized methods for risk analyses. A tool that appears in this manual is probit functions which, among other things, are useful in consequence estimations because of toxic emissions where the tool can provide an estimate of the consequences that can potentially occur. New findings have recently emerged from the Netherlands regarding this tool that changes the results provided when using probit functions.

The purpose of this work is to investigate what effect the new findings on probit functions have for decision makers in risk management. Secondary, the aim is also to examine how the results differ between the different simulation and calculation models used by consulting firms in Sweden. The goal of the work is to quantify the differences that arise when using the various calculation and simulation tools that consultants use because of the new findings that have been developed.

The following questions have been answered:

- 1. Are probit functions a common tool in effect modelling?*
- 2. How does the lethal concentration differ based on the new research on probit, compared to the old values?*
- 3. How is effect modelling carried out in Sweden and which dispersion models are most common?*
- 4. How does the result of the difference in lethal concentration that arises with the new research affect the distance to this concentration?*

To investigate this, an overall literature study was carried out in combination with a questionnaire study, and finally a hypothetical case study using dispersion models to be able to quantify the results obtained from changes in probit functions. The work found that all substances examined have changed. This change is visible when using simulation tools such as ALOHA and Spridning luft, which according to the questionnaire were the most popular programs within the Swedish consulting industry when working with consequence calculations. Some of these protective distances have become more than three times as long, and others decreasing by more than 30%.

Sammanfattning

I dagens samhälle finns en stor mängd industrier. Inom dessa industrier kan det förekomma bruk av kemikalier som anses vara farliga för människan om dessa skulle exponeras. För att handskas med detta krävs det att en riskanalys ska genomföras. En sådan riskanalys kan genomföras på antingen ett kvalitativt eller kvantitativt sätt. En kvantitativ riskanalys har högre detaljeringsgrad än den kvalitativa där analytikern arbetar med frekvenser, sannolikheter och modeller. I Sverige saknas det ett standardiserat sätt att arbeta med kvantitativa riskanalyser, vilket kan jämföras med Nederländerna som brukar en manual med standardiserade metoder för riskanalyser. Ett verktyg som framkommer i denna manual är probitfunktioner som bland annat är användbart vid konsekvensuppskattningar som följd av toxiska utsläpp där verktyget kan ge en uppskattning av de konsekvenser som potentiellt kan uppstå. Det har nyligen kommit fram nya rön från Nederländerna gällande detta verktyg som förändrar de resultat som tillhandahålls vid användandet av probitfunktioner.

Syftet med detta arbete är att undersöka vilken effekt de nya rönen kring probitfunktionerna får för beslutsfattare inom riskhantering. Sekundärt är även syftet att undersöka hur resultaten skiljer sig mellan de olika simulerings- och beräkningsmodeller som används av konsultfirmor i Sverige. Målet med arbetet är kvantifiera skillnaderna som uppstår vid användandet av de olika beräknings- och simuleringsverktyg som konsulter använder som följd av de nya rönen som tagits fram.

Följande frågeställningar har besvarats:

1. *Är probitfunktioner ett vanligt förekommande verktyg inom effektmodelleringen?*
2. *Hur skiljer sig den dödliga koncentrationen utifrån den nya forskningen kring probit, jämfört med de gamla värdena?*
3. *Hur genomförs effektmodellering i Sverige och vilka spridningsmodeller är vanligast?*
4. *Hur påverkar resultatet av skillnaden i dödlig koncentration som uppstår med den nya forskningen avståndet till denna koncentration?*

För att genomföra arbetet genomfördes en övergripande litteraturstudie i kombination med en enkätstudie, och slutligen en hypotetisk fallstudie med hjälp av spridningsmodeller för att kunna kvantifiera de utslag som fås vid förändringar i probitfunktioner. Arbetet fann att samtliga substanser som undersökts har förändrats. Denna förändring syns vid bruk av simuleringsverktyg som ALOHA och Spridning luft, vilket var de populäraste programmen inom den svenska konsultindustrin vid arbete med konsekvensberäkningar, där vissa skyddsavstånd blivit mer än tre gånger så långa, och andra sjunkit med mer än 30%.

Innehållsförteckning

1. Introduktion	1
1.1. Syfte, mål och frågeställningar	2
1.2. Rapportens disposition	3
1.3. Avgränsningar och begränsningar	3
2. Metod	5
2.1. Litteraturöversikt	5
2.2. Enkätstudie	7
2.3. Hypotetisk fallstudie	9
3. Teori	11
3.1. Definiera risk	11
3.2. Riskanalysprocessen	12
3.2.1. Osäkerhet	14
3.3. Toxicitet	15
3.3.1. Probit	16
3.4. Spridningsteori	23
3.4.1. Stabilitetsklasser	25
3.5. Spridningsmodeller	26
3.5.1. Handberäkningar	26
3.5.2. ALOHA	27
3.5.3. Spridning luft	29
4. Indata till fallstudie	31
4.1. Utsläppsscenario	31
4.2. Indata till utsläppsscenario	32
4.2.1. Ammoniak	32
4.2.2. Klorgas	33
4.2.3. Kolmonoxid	34
4.2.4. Svaveldioxid	35
4.2.5. Väteklorid	36
4.2.6. Fluorgas	38
5. Resultat	39
5.1. Enkätens svarsfrekvens	39
5.2. Probitberäkningar	41
5.3. Beräkning av skyddsavstånd	44
5.3.1. Enkätresultat	44

5.3.2. ALOHA	51
5.3.2. Spridning luft	51
5.3.3. Handberäkningar enligt FOA	52
5.4. Känslighetsanalys	53
6. Diskussion	56
6.1. Enkät	56
6.2. Probit	60
6.3. Spridningsmodeller	62
7. Slutsats	65
7.1. Förslag på vidare forskning	66
Litteraturförteckning	67

1. Introduktion

I den moderna industrialiserade världen förekommer det företag och verksamheter av alla slag. Dessa kan falla under kategorin farlig verksamhet vilket definieras av MSB som verksamheter där det behandlas stora mängder kemikalier eller vars verksamhet bidrar med risker för allvarliga skador på människor och miljö (MSB, 2022). För dessa anläggningar krävs det enligt kapitel 2, 4§ i Lagen (2003:778) om skydd mot olyckor (LSO) att det, utöver vad kommunen kan bidra med i beredskap, ska finnas skälig beredskap som agerar som ett komplement. Med anledning till att ta fram denna beredskap, eller av övriga anledningar som berör verksamheten, krävs det att en riskanalys ska genomföras. En sådan riskanalys kan genomföras med kvantitativa eller kvalitativa medel. Genomförs analysen på kvalitativt vis arbetar riskanalytikern med expertmässiga bedömningar och de frekvenser samt konsekvenser som skattas presenteras ofta i termer av låg, medel och hög. En kvantitativ riskanalys, även kallad QRA, har en betydligt högre detaljeringsgrad än en kvalitativ riskanalys då analytikern här arbetar med frekvenser, sannolikheter och olika modeller för att ta fram sitt underlag (Davidsson, Haeffler, Ljungman, & Frantzych, 2003). I Sverige saknas däremot ett preskriptivt sätt att handskas med QRA i samband med planering och drift av farliga verksamheter, vilket kan jämföras med till exempel den standardiserade modell som finns återgiven i den nederländska guiden *Reference Manual Bevi Risk Assessments* (IPS, 2021; RIVM, 2009). En standardiserad riskanalysmetodik ser till att alla analyser genomförs på samma sätt och därmed blir variationen i tillvägagångssätten mindre (Van Eijndhoven & Van Ravenzwaaij, 1989). Denna manual uppdateras regelbundet och för att uppdateringarna ska tillföra något bedrivs det därmed ständigt ny forskning (IPS, 2022). I RIVMs Bevi reference manual (2009) finns bland annat en beskrivning av vilka typer av scenarier som ingår i en QRA, vilka programvaror som är relevanta för beräkningar samt definitioner av diverse processsystem. Nederländska myndigheter har även gått ut med definitioner av vad som anses vara en acceptabel risknivå för diverse anläggningar (Vrijling, Van Gelder, & Ouwerkerka, 2005). Detta står i stark kontrast till Sverige där det inte finns någon etablerad tolererbar risknivå utan enbart rekommendationer utav branschorganisationen IPS som sammankopplar ett flertal stora företag som arbetar med processsäkerhet (IPS, 2022).

Då det saknas en standardiserad metod för QRA i Sverige resulterar detta i att den bild av risk och konsekvens som presenteras är väldigt beroende av vilken metod och vilket tillvägagångssätt som brukats. En modell kan till exempel resultera i en väldigt konservativ skattning av risken vilket ur ett ekonomiskt perspektiv är ogynnsamt för den person/kommun som ska upprätta en

verksamhet. Ur ett exploateringsperspektiv är det också ogynnsamt då bebyggelse kan krävas att placeras på ett större avstånd vilket leder till att en stor mängd mark inte exploateras. Det kan å andra sidan även generera optimistiska resultat där risken undervärderas (Ingvarsson, 2020).

Ett potentiellt scenario som är relevant att ta med i en QRA är utsläpp av toxiska gaser som vid exponering kan resultera i dödsfall och andra negativa hälsoeffekter. Ett sådant utsläpp skedde i Helsingborg 2005 där ett utsläpp av svavelsyra som sedan reagerade med saltvatten och bildade klorväte som är mycket skadligt för människor (Statens Haverikommission, 2008). För att skatta sannolikheten för dödsfall vid en sådan händelse kan probitfunktioner nyttjas vilket är ett matematiskt samband mellan toxisk verkan och dos. När Nederländerna beslutade om att gå mot ett mer standardiserat tillvägagångsätt gällande genomförandet av QRA beslutades det även att ny forskning kring probitmodellen skulle genomföras för att förbättra de existerande funktionerna (Ruijten, Arts, Bos, Muijser, & Wijbenga, 2015). Denna forskning resulterade i att ett flertal probitfunktioner nu ser annorlunda ut jämfört med hur det var innan - vilket i sin tur kommer att ge nya uppskattningar av säkerhetsavstånd för de som genomför QRA med hjälp av probit, och med detta kommer framtida resultat från QRA att förändras.

1.1. Syfte, mål och frågeställningar

Syftet med detta arbete är att undersöka vilket utslag de nya rönen kring probitfunktionerna får för beslutsfattare inom riskhantering i Sverige. Sekundärt är även syftet att undersöka hur resultaten skiljer sig mellan de olika simulerings- och beräkningsmodeller som används av konsultfirmor i Sverige.

Målet med rapporten är att kvantifiera skillnaderna som uppstår vid användandet av de olika beräknings- och simuleringsverktyg som konsulter använder som följd av de nya rönen som tagits fram.

Frågeställningarna som kommer undersökas och besvaras i denna rapport är:

1. Är probitfunktioner ett vanligt förekommande verktyg inom effektmodelleringen?
2. Hur skiljer sig den dödliga koncentrationen utifrån den nya forskningen kring probit, jämfört med de gamla värdena?
3. Hur genomförs effektmodellering i Sverige och vilka spridningsmodeller är vanligast?
4. Hur påverkar resultatet av skillnaden i dödlig koncentration som uppstår med den nya forskningen avståndet till denna koncentration?

1.2. Rapportens disposition

I följande avsnitt kommer rapportens disposition kort att redovisas.

Kapitel 1 - Introduktion	Detta kapitel innehåller en kort introduktion, med tillhörande syfte/mål/frågeställningar. Det går även att finna arbetets avgränsningar och begränsningar satta på arbetet.
Kapitel 2 - Metod	Detta kapitel redovisar metoden och arbetsgången för arbetet.
Kapitel 3 - Teori	Detta kapitel redovisar den bakomliggande teorin som nyttjats för att genomföra arbetet.
Kapitel 4 - Scenariobeskrivning	Detta kapitel ger en mer detaljerad bakgrund till de utsläppsscenario som undersökts i arbetet.
Kapitel 5 - Resultat	Detta kapitel redovisar arbetets resultat, samt känslighetsanalys.
Kapitel 6 - Diskussion	Detta kapitel innehåller diskussionen kring de resultat som erhålls
Kapitel 7 - Slutsats	Detta kapitel redovisar den slutsats som dragits från arbetet.

1.3. Avgränsningar och begränsningar

Rapportens omfattning begränsas tidsmässigt utifrån den tidsramen som är satt för examensarbetets genomförande. Arbetsgången begränsas även utifrån ett etiskt perspektiv då det inte är möjligt att genomföra kliniska försök på vare sig människor eller djur för att studera relevansen för de antaganden gällande hur människor reagerar på exponering av de toxiska ämnen som undersöks. Detta leder till att författarna begränsas till att förlita sig på forskning som redan finns tillgänglig kring toxicitet, som i sin tur leder till att eventuella fel i denna forskning fortplantar sig i denna rapport.

Rapporten kommer endast att undersöka konsekvensutfallet ”dödsfall” och inte undersöka andra utfall som till exempel lindrig eller allvarlig skada, då detta är vad författarna ansåg vara av störst vikt att undersöka inom den befintliga tidsramen. Vid beräkning av nya probitvärden kommer rapporten inte ta hänsyn till att koncentrationen som personer kan exponeras av det toxiska ämnet förändras vid fysisk aktivitet, utan kommer endast förhålla sig till en normal inandningshastighet.

Rapporten syftar endast till att undersöka vilket utslag de nya rönen kring probitberäkningar samt val av simulerings- och beräkningsmodeller påverkar beslutsfattare i Sverige och rapporten kommer varken undersöka eller kommentera eventuella utslag resultatet skulle få för beslutsfattare i andra länder.

I rapporten kommer inte en fullständig QRA att genomföras, med element som till exempel sannolikheter eller liknande att beröras, utan rapporten kommer endast att undersöka konsekvensberäkningsaspekten. Detta främst då en förändring i probitfunktionerna inte direkt kommer att påverka frekvensen av utsläpp utan berör endast hur en individ påverkas av ämnet.

Resultatet av litteraturoversikten visade att branschorganisationen IPS rekommenderar simulerings- och beräkningsverktyg som kräver dyra licenser. De rekommenderar ej användning av populära programvaror som ALOHA och Spridning luft, förutom vid grova initiala konsekvensavståndsuppskattningar då dessa saknar valideringsdokumentation (IPS, 2022). Då arbetet har ekonomiska begränsningar är dessa verktyg inte möjliga att analysera, utan de verktyg och metoder som rapporten undersöker är endast de som författarna har tillgång till via institutionen samt där inlösning av licenser inte krävs för att nyttja verktyget. Till följd av detta kommer en komplett analys av samtliga verktyg på marknaden inte komma kunna genomföras.

Antalet ämnen som har undersökts har begränsats utifrån den tillgängliga data och tidsramen, där författarna strävat efter att undersöka ett så stort antal ämnen som möjligt, samtidigt som kvaliteten av analysen av respektive ämne inte försvagas. Därför har analysen begränsats till sex ämnen.

Rapporten kommer enbart att undersöka och presentera resultat från kontinuerliga utsläpp av gas. Utsläppscenarion som till exempel momentana utsläpp och explosioner kommer därav inte att undersökas då den befintliga tidsramen inte tillät detta.

Rapporten avgränsar sig till att i beräkningsmodellerna endast undersöka spridningen av själva gasmolnet och inte antändning av gasen, den resulterande värmestrålningen, tryck eller ljud som probitfunktioner även kan nyttjas till. Detta då arbetet inte syftar till att undersöka om gasen antänds i form av till exempel jetflamma utan endast syftar till att undersöka den toxiska aspekten för ämnet i fråga.

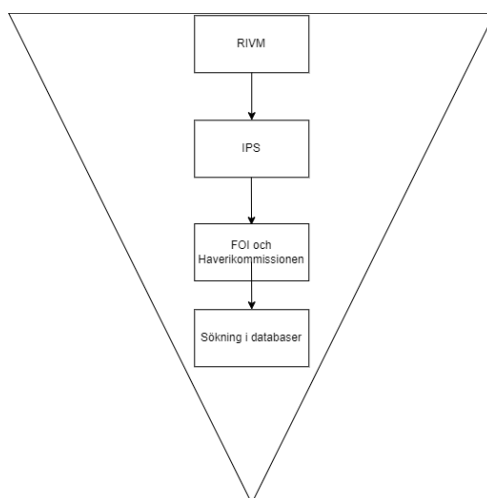
2. Metod

I detta kapitel presenteras den metodik som har bedrivits genom rapportens gång. Kapitlet omfattar litteraturöversikten, enkätstudien och den hypotetisk fallstudien. Detta tillvägagångsätt där olika metoder kombineras är något som kallas ”*mixed method study*” (George, 2022). I en mixed method study så nyttjar den undersökande både kvantitativa och kvalitativa metoder i sitt eftersökande av information (Creswell & Plano Clark, 2007). Anledningen till att denna form av metod valdes istället för att genomföra en ren kvalitativ eller kvantitativ metod är för att dra nytta av metodernas individuella styrkor samt att minimera svagheter för respektive metod (Johnson & Onwuegbuzie, 2004). I denna rapport utgör litteraturöversikten och enkätstudien de kvalitativa aspekterna medan den hypotetiska fallstudien representerar den kvantitativa aspekten.

2.1. Litteraturöversikt

För att genomföra detta arbete har sökmotorer som Google Scholar, LUBSearch och Scopus använts för att söka nödvändig information. I Tabell 1 återges de sökord som brukats i respektive databas. Litteratursökningen är baserad på en kvantitativ metod för att hitta underlag, då en sondering av tidigare genomförda undersökningar brukades för att kunna besvara frågeställningarna som arbetet grundar sig på (Hoover, 2021).

Arbetsprocessen för att samla in litteratur har genomförts enligt processen som redovisas överskådligt i Figur 1. Sökandet efter information inleddes på en hög och grundläggande nivå, detta för att erhålla en grundläggande förståelse kring arbetets frågeställningar. För att fylla i eventuella luckor i kunskap eftersöktes sedan information på en djupare och mer detaljrik nivå.



Figur 1: Flödesschema över litteraturöversiktlig studie

Initialt samlades det in information från RIVM kring probit och även hur RIVM arbetar med probitfunktioner. För detta brukades RIVMs hemsida där en stor mängd litteratur finns tillgänglig på engelska. Från detta har rekommendationer och riktlinjer från IPS eftersökts via deras webbsida, samt mailkorrespondens.

Nästa steg var att samla in information kring utsläpp och för detta kontaktades Haverikommissionen, samt FOI för att erhålla mer detaljerad dokumentation kring kända utsläpp. Detta för att ge underlag till den hypotetiska fallstudien som sedan bedrivits.

Det sista steget som berör kompletterande information inleddes med att söka ut bland tidigare nämnda databaser. Nyckelorden som användes för att söka i dessa går att återfinna i Tabell 1 och grundade sig i att besvara och uppnå arbetets syfte, frågeställningar och mål. Detta steg sparades till sist för att kunna komplettera de tidigare utförda två stegen med vidare teoretisk kunskap för att öka djupet i förståelsen runt arbetet.

Tabell 1: Databaser och sökord som har nyttjats i litteraturöversikten.

Databas	Sökord
Google Scholar	<i>Extrapolering djur-människa, Extrapolation animal-human, Extrapolation animal problem, Extrapolation animal difficulties, Risk, QRA, Riskanalys, RIVM, Toxicitet, Toxicity, consequence assessment</i>
LUBsearch	<i>Probit, Vådautsläpp, QRA, Spridning luft, ALOHA, Gasspridning, toxicity</i>
Scopus	<i>Probit, animal-human extrapolation, Consequence+QRA, Probit derivation, RIVM, toxicity, Ammonia, Chlorine, Sulphur dioxide, Hydrogen chloride, Fluorine</i>

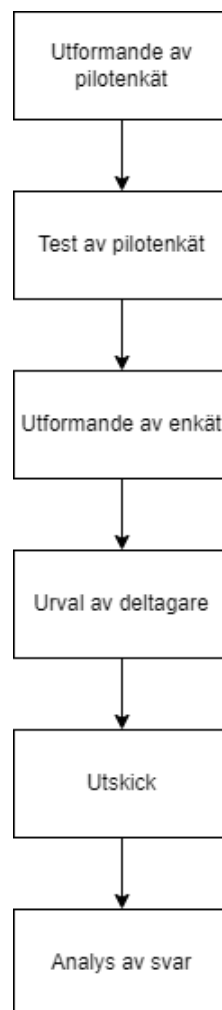
Det har även brukats litteratur som gjorts tillgänglig via studier på LTH som har använts i undervisningssyfte kopplat till Brandingenjörsprogrammet samt civilingenjörsprogrammet i Riskhantering. Utöver detta har litteratur erhållits efter kontakt med relevanta parter som Totalförsvarets forskningsinstitut (FOI), Haverikommissionen, IPS och även RIVM som är det nederländska statliga institutionen för folkhälsa och miljö.

Under arbetets gång genomfördes en kompletterande litteraturöversikt för att erhålla diskussionsunderlag till att ge en förklaring till varför resultatet gällande vilka spridningsmodeller konsulterna nyttjar ser ut som det gör. Detta är kopplat till arbetets tredje

frågeställning som berör en sondering av hur konsultbranschen i Sverige ser ut, med avseende på konsekvensmodellering.

2.2. Enkätstudie

En enkätstudie genomfördes för att besvara frågeställningarna 1 och 3, se kapitel 1.1 för beskrivning av dessa. Anledningen till att en enkätstudie valdes är att denna typ av undersökande studie gör det enkelt att nå ut till ett stort urval av tilltänkta enkätdeltagare. Detta leder i sin tur till att en demografisk och geografisk spridning kan uppnås under en begränsad tidsperiod. Samtliga deltagare mottar identiska frågor och instruktioner för hur enkäten ska genomföras vilket leder till ett kvantifierbart resultat. Samtliga tilltänkta enkätdeltagare informerades om att deras svar skulle vara anonyma, där varken namn eller arbetsplats presenteras i arbetet, med anledning till att denna anonymitet skulle uppmuntra deltagarna att utan hinder svara på känsligare frågor.



Figur 2: Flödesschema över utförande av enkätstudie

Enkäten utformades i Google Forms, då det är ett användarvänligt verktyg med enkla kommandon där det är relativt enkelt för användaren att utforma ett tillfredsställande frågeformulär. Inför skapandet av enkäten studerades kapitel fem i ”*Research methodology: For engineers and other problem-solvers*” av Gustavsson & Säfsten (2020) och utifrån de riktlinjer som presenterades utformades frågorna till enkäten. Riktlinjerna som en enkät ska förhålla sig till innefattar bland annat att språket ska vara av enklare karaktär, att frågorna ska vara otvetydiga, att ledande frågor och långa frågor ska undvikas (Gustavsson & Säfsten, 2020). Innan enkäten skickades ut till de tilltänkta enkätdeltagarna skickades frågorna ut som en pilotenkät till 12 personer med varierande ålder, akademisk utbildning, yrke och kön. Detta för att identifiera oklarheter och tolkningsutrymme som kunde snävas in vilket ledde till att språket i vissa frågor förenklades samt att meningsuppbyggnad justerades i enstaka fall.

Efter att dessa korrigeringar hade implementerats bestod enkäten av totalt sex frågor, varav fråga två var uppdelad i tre delfrågor. Enkät samt enkätguide presenteras i sin helhet i Bilaga A.

De personer som eftersöktes att delta i enkäten var främst konsulter som har tidigare eller aktiv erfarenhet av att genomföra QRA med konsekvensberäkningar.

Urvalet av de tilltänkta enkätdeltagarna skedde i tre faser. Den inledande fasen gick ut på att kontakta ett antal anslutna konsultföretag till branschorganisationen IPS, en intresseförening för processsäkerhet som ger ut riktlinjer för bland annat hur en QRA ska genomföras samt vilka verktyg som rekommenderas att nyttja för att skatta konsekvenser (IPS, 2022; IPS, 2023). Personerna på konsultföretagen som kontaktades var på respektive hemsida listad som platschef eller med liknande titel och bedömdes därav kunna förmedla enkäten till personer med rätt kompetens. Anledningen till att dessa konsultföretag tillfrågades är att de förutsätts ha uppdaterad erfarenhet inom området vådautsläpp av farliga gaser då de årligen betalar en medlemsavgift till IPS bland annat för att hålla sig uppdaterade med organisationens nya riktlinjer (IPS, 2023). Denna fas resulterade i att 24 konsulter från 16 konsultföretag tillfrågades. De tillfrågade konsulterna i denna fas antogs ha en relativt hög sannolikhet att ha genomfört QRA tidigare eller aktivt genomförde dem enligt resonemanget ovan kring konsultföretagen.

I den efterföljande fasen genomfördes en eftersökning av publicerade risk- och konsekvensanalyser. Denna eftersökning genomfördes på Google Scholar samt LUBsearch och resulterade i att 41 konsulter och sex nya konsultföretag tillfrågades. Endast konsulter som genomfört riskanalyser som var högst tio år gamla, det vill säga publicerade år 2012 och framåt, tillfrågades då författare till äldre analyser antogs ge en låg svarsfrekvens. Sannolikheten att

konsulten bytt arbetsgivare eller av annan anledning inte är kvar i branschen ansågs vara stor. De tillfrågade konsulterna från denna fas bedömdes sannolikt ha genomfört en riskanalys i form av det som eftersöktes hos tilltänkta deltagare, då dessa konsulter anträffades via deras publicerade analyser.

I den tredje och sista fasen genomfördes en bred eftersökning på sökmotorn Google, som syftade till att finna konsultföretag som erbjuder tjänster i form av att genomföra riskanalyser. Denna fas resulterade i ett stort antal tilltänkta enkätbaserade deltagare, där 89 konsulter och 15 *nya* konsultföretag tillfrågades. Här förväntades det att de personer som var listade på konsultföretagets hemsida i stor utsträckning fortfarande arbetade på arbetsplatsen, då dessa hemsidor frekvent uppdateras. De tillfrågade konsulterna från denna fas bedömdes ha varierande sannolikhet att ha genomfört en QRA med fokus på konsekvensberäkningar tidigare då dessa valdes ut och tillfrågades att delta endast utifrån deras beskrivning på konsultföretagets hemsida. Denna fas bedömdes fånga upp fler konsulter vars eventuella analyser inte blivit publicerade ännu eller av annan anledning inte identifierats genom fas 1 och 2.

Dessa tre faser resulterade i att totalt 154 konsulter från 37 unika konsultföretag tillfrågades, vilket ansågs vara en stabil grund för att representativt kunna kartlägga hur konsulter i Sverige genomför konsekvensanalyser.

2.3. Hypotetisk fallstudie

För att besvara de frågeställningar som arbetet utgår från genomfördes en hypotetisk fallstudie med grund i det utsläpp som skedde i Helsingborg år 2005 och den rapport som Haverikommissionen tog fram gällande denna händelse (Statens Haverikommission, 2008). Fallet valdes för att det skedde relativt nära i tid och rum vilket ger en tydlig koppling till aktuella risker i det svenska samhället. Haverikommissionens rapport om händelsen innehåller även detaljerad information gällande de förhållanden som rådde med avseende på väder, lagringsmängd, utsläppsförlopp samt vilka ämnen som förekom. FOI (2008) har även genomfört en analys av denna händelse och med stöd i två rapporter kunde en mer detaljerad och verklighetstrogen hypotetisk fallstudie genomföras. Att därför utgå ifrån denna grund ansågs vara bättre och mer tidseffektivt än att generera ett helt eget utsläppsscenario där olika antaganden kring väder, markförhållande och utsläppsförlopp hade behövts göras.

Utöver utsläppsinformationen från Haverikommissionen brukades även statistik över vanligt förekommande ämnen i Sverige. För att reducera antalet ämnen konsulterades sedan kemikalieinspektionen för att erhålla vidare statistik över importerade, tillverkade och

exporterade mängder av eftersökta ämnen till och från Sverige. NFPA 704 är en standard för klassificering av farliga substanser som kan brukas vid lagring av kemiska ämnen utgjorde även en grund för urvalet som efterfrågades av kemikalieinspektionen (NFPA, 1975; Kemikalieinspektionen, 2020; Kemikalieinspektionen, 2022). Det valdes även att ta del av forskning kring hur probitfunktionerna förändrats jämfört med de gamla utfört av det norska försvarets forskningsinstitut för att göra urvalet av kemikalier att studera vidare (Voie & Aaneby, 2020). Resultatet av detta genererade följande urval över kemikalier som kommer undersökas i den hypotetiska fallstudien, se Tabell 2.

Utsläppet som genereras i fallstudien valdes sedan att simuleras med hjälp av populära spridningsmodeller, samt konventionella handberäkningar. Detta för att ge uttryck i den eventuella skillnaden i enheter av meter, vilket anses vara betydligt enklare att ta till sig än enheten mg/m^3 eller ppm.

Tabell 2: Kemikalier som valdes ut för genomförandet av den hypotetiska fallstudien. Toxisk NFPA rang hämtad från (University of Illinois, 2022).

Ämne	Formel	CAS-nummer	Toxisk NFPA Rang
Ammoniak	NH_3	7664-41-7 s	3
Klorgas	Cl_2	7782-50-5	3
Kolmonoxid	CO	630-08-0	3
Väteklorid	HCl	7647-01-0	3
Svaveldioxid	SO_2	7446-09-5	3
Fluorgas	F_2	7782-41-4	4

3. Teori

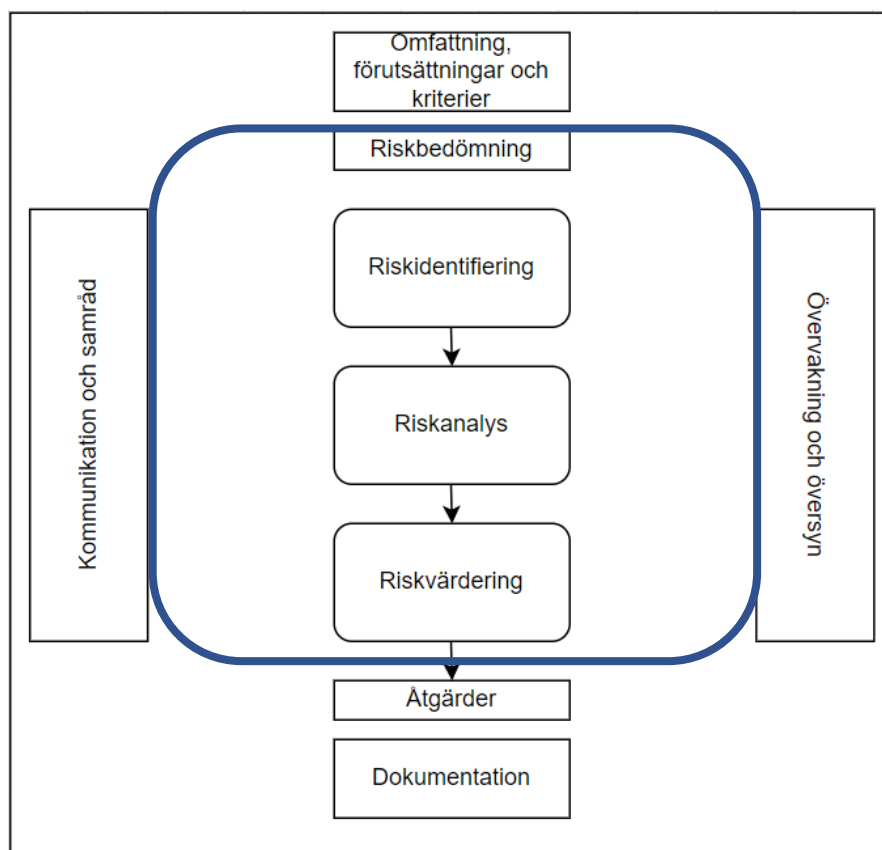
I detta avsnitt kommer olika begrepp, metoder och modeller som är centrala för rapporten att behandlas. Informationen som detta kapitel är uppbyggt på är hämtad från litteraturoversikten samt den information som tillhandahölls vid projektstart från det nederländska RIVM. Kapitlet inleds med att definiera vilken typ av risk detta arbete kommer att hålla sig till, för att sedermera förklara hur riskanalysprocessen går till samt en beskrivning av toxicitet och vilka gränsvärden det finns att tillgå när gränsvärden för toxicitet ska bestämmas. Efter detta kommer spridningsteori och den beräkningsmodell som nyttjas i arbetet att presenteras, för att slutligen presentera de digitala verktyg som kommer användas för att undersöka och kvantifiera skillnaden i konsekvens som ändringen i probitfunktionerna medför.

3.1. Definiera risk

Risk är ett fenomen som har ett flertal definitioner. En definition kan vara kvantitativ och då definieras risken som en tripplett bestående av någon form av scenario, sannolikhet och konsekvens. Risken blir då en sammanvägning av dessa tre komponenter (Kaplan & Garrick, 1981). Det finns även de som menar på att risk i sig inte kan ha denna kvantitativa definition, utan menar på att risk i sig är subjektivt och därför är svår (men möjlig) att mäta då konceptet i sig blir en individuell bedömning (Slovic, 2016). Beroende på grad av kunnande kring till exempel en verksamhet som bedrivs varierar då även den risk varje individ upplever vilket ökar komplexiteten i skattningen av risk, och även om en expert har gjort en riskbedömning blir bedömningen inte nödvändigtvis fri från bias (Slovic, Fischhoff, & Lichtenstein, 2005). Försök har gjorts av organisationen *Society for Risk Analysis* att enas om någon form av absolut definition av risk, men detta mynnade istället ut i att var och en som sysslar med risk själva skulle definiera vad de avser vara risk i varje sammanhang (Tehler, 2022). I ordlistan som ges ut av *Society for Risk Analysis* ger de själva sju olika definitioner som kan användas (SRA, 2018). Denna rapport kommer att utgå ifrån den fjärde definitionen som lyder “*Risk is uncertainty about and severity of the consequences of an activity with respect to something that humans value*”. Detta då rapporten vilar på frågeställningar som ämnar att kvantifiera hur konsekvenserna, det vill säga resultaten, som erhålles i kombination av den nya forskningen från Nederländerna och vilken beräkningsmetod som används. Osäkerheten i resultaten som erhålls grundar sig i den kunskapsosäkerhet som uppstår vid härledning av nya probitfunktioner. Osäkerheter beskrivs mer i detalj senare i kapitlet.

3.2. Riskanalysprocessen

Som tidigare nämnt i introduktionen är en QRA en riskanalys med hög detaljeringsgrad och med många steg för att till slut kunna uppnå det huvudsakliga syftet med att genomföra en QRA, det vill säga att kunna *kvantifiera* en risk. Kvantifieringen kan till exempel vara en sannolikhet eller frekvens för att något händer eller en siffra på antalet personer som omkommer som ett resultat av en olycka beroende på beräkningsmetoden och vad som kvantifieras. För att göra detta behöver därför en process innehållande ett flertal steg genomföras innan ett beslut kan tas och denna kedja finnes i Figur 3 inom det inringade området.



Figur 3: Riskhanteringsprocessen återskapad från (Boverket, 2021)

I början av analysen genomförs en avgränsning i vad som är skyddsobjekt och riskkälla. Analysen bör även i det initiala skedet ange vad som anses vara en acceptabel risknivå. Nästa steg bör vara att identifiera relevanta scenarier som ska ingå. Urvalet av dessa scenarier kan vara komplicerat och i ett tidigt skede kan rent kvalitativa metoder brukas för att ta fram dessa scenarier (IPS, 2021). Dessa kvalitativa metoder kan till exempel vara ”*What if?*” analyser där analytikern skaffar sig en överblick över systemet och ställer frågan ”*Vad händer om ...?*”. En

annan metod är *Hazop*-metoden där systemet kartläggs och man undersöker hur variationer i ett system kommer att påverka riskbilden (Nilsson, 2003). De scenarier som väljs att inkluderas i analysen ska sedan beskrivas utförligt för att sedan skatta de konsekvenser som kan ske. Varje scenario är även kopplat till en viss frekvens (IPS, 2021). För att uppskatta en frekvens kan historiska data brukas men det är av vikt att ta hänsyn till en rad olika faktorer när frekvenser uppskattas med hjälp av denna metod, bland annat hur nära den historiska data ligger i tiden samt den geografiska placeringen där frekvenserna är hämtade från (CCPS, 1999). Det finns även standardiserade frekvenser att tillgå för ett brett spektrum av scenarier som kan brukas i en QRA (RIVM, 2009).

När alla scenarier och deras frekvenser fastslagits kan sedan olika verktyg som felträd eller händelseträd brukas för att beräkna den slutgiltiga risken som föreligger (Nilsson, 2003). Denna risk kan delas upp i termer av individrisk och samhällsrisk som båda har flera underliggande definitioner. Individrisk delas ofta upp i tre subkategorier som presenteras nedan (Davidsson, Lindgren, & Mett, 1997).

- **Medel-individrisk:** Detta mått räknas fram genom att dividera antalet omkomna per tidsenhet med antalet som är utsatta för en viss risk.
- **Plats-specifik individrisk:** Detta mått står för risken att en hypotetisk individ, som antas stå på en specifik plats inom ett visst avstånd under en längre tid, kommer att omkomma. Det är denna typ av riskmått som kommer att användas i detta arbete.
- **Individ-specifik risk:** Denna risk är samma som den plats-specifika individrisken, förutom att individen inte antas befinna sig på en och samma plats hela tiden.

Förutom individrisk finns även samhällsrisk. Samhällsrisk är användbart för att illustrera hur olyckor kan påverka en stor grupp människor, vilket oftast illustreras i form av en så kallad F-N kurva. Denna kurva illustrerar sambandet mellan den kumulativa frekvensen och antalet drabbade människor (oftast omkomna) (CCPS, 1999; Jonkman, van Gelder, & Vrijling, 2003).

Efter att ha genomfört de första stegen i Figur 3 fortsätter man sedan till det tredje steget där syftet är att försöka mildra och kontrollera riskerna om de nu skulle anses vara oacceptabla (Nilsson, 2003).

3.2.1. Osäkerhet

Varje scenario, modell och variabel som en riskanalytiker väljer att ta med i sin QRA har en grad av osäkerhet i sig som behöver undersökas (CCPS, 1999). Denna osäkerhet delas vanligtvis upp i två olika typer, antingen *kunskapsosäkerhet* (även kallad epistemisk osäkerhet) där det är kunskapen om ett visst fenomen som sätter gränser, eller *aleatorisk osäkerhet* där det är slumpen som ger upphov till osäkerhet i den analys som ska genomföras. Ett exempel på kunskapsosäkerhet kan till exempel vara att det finns en brist på statistik medan ett exempel på aleatorisk osäkerhet kan vara svårigheten att förutspå hur ofta det kommer att blåsa norrut om 6 månader (Paté-Cornell, 1996; CCPS, 1999). För att bättre måla upp den risk som föreligger behöver därför de osäkerheter som finns hanteras då det resultat som presenteras i en QRA inte är ett absolut mått av risken utan endast en skattning (CCPS, 2009). Osäkerheten kan belysas med en rad olika metoder som tagits fram genom åren i en så kallad osäkerhetsanalys.

Känslighetsanalys och att arbeta med *konfidensintervall* är två sådana metoder som innesluts i termen osäkerhetsanalys. I en känslighetsanalys testar analytikern hur risken påverkas genom att öka eller sänka en ingångsvariabel. Den variabel som orsakar störst förändring är den parameter som resultatet i riskanalysen är mest känslig för och därav är denna variabel något som riskanalytikern ska försöka förbättra sin kunskap om (CCPS, 1999). Ett annat sätt att hantera osäkerheter är genom en så kallad Monte Carlo-simulering. Resultatet från Monte Carlo-simuleringen illustreras sedan som en sannolikhetsfördelning där analytikern kan presentera resultatet som en form av konfidensintervall (Raychaudhuri, 2008; CCPS, 1999).

Det är även värt att prata om en tredje grupp av osäkerheter, den så kallad *modellösäkerheten*. Då en QRA endast ger en skattning av risken innebär det att det är en riskmodell som byggts upp. Denna modell bygger i sin tur på en rad underliggande faktorer som val av datorprogram för att genomföra simuleringar och hur dessa har programmerats, vilka formler och ekvationer som brukas och vilka antaganden som poneras. Modellösäkerheten kan även inkludera hur en forskare har satt upp ett experiment. Yasseri (2007) trycker på vikten av att alla modeller som brukas vid en QRA har validerats för just den situation som de ska brukas i för att minimera modellösäkerheten. Vanligtvis testas de skattningar som modellen genererat med verkliga experiment. Yasseri menar även att en högre grad av validering innebär att resultaten från appliceringen av modellerna blir mer samlade, oberoende av användare - vilket innebär att de som ska fatta beslut får mer konsekvent data att hantera.

3.3. Toxicitet

Ordet toxicitet definieras enligt följande citat ”[t]oxicity is the ability of a substance to cause poisonous effects resulting in severe biological harm or death after exposure to, or contamination with, that substance.” (U.N, 1997). När en individ exponeras för en toxisk substans kan upptaget ske på många olika sätt. Inandning, hudkontakt, oralt och via påverkan av olika slemhinnor (till exempel ögon) är alla så kallade exponeringsvägar (University of Nebraska, 2002). Olika substanser har sedan olika verkan i kroppen. En substans med en systemisk verkan kommer att påverka hela kroppen, cyanid är ett exempel på detta. Andra substanser som till exempel klorväte påverkar specifikt vissa organ som slemhinnorna. Effekterna av dessa ämnen kan sedan göra sig kända inom olika tidsramar där akuta effekter är sådana som ger sig till känna snabbt efter exponeringstillfället, andra kan göra sig kända över tid. Ett exempel på direkta effekter kan vara yrsel och illamående efter en cigarett, där vidare rökning sedan kan leda till utvecklingen av lungcancer (EHSC, 2015; Ifeanyichukwu O, o.a., 2017).

Dos är en faktor som är viktig att ta hänsyn till när det kommer till toxicitet. Dosen representerar hur mycket av en viss substans som faktiskt tas upp av en individ över en viss tid (EHSC, 2015; CCPS, 1999). Alkemisten Theophrastus Bombastus Von Hohenheim som var en pionjär inom toxikologi summerade detta i följande citat ”[w]hat is there that is not poison? All things are poison, and nothing is without poison. Solely the dose determines that a thing is not a poison” (Michaleas, Laios, Tsoucalas, & Androutsos, 2021). Ett exempel på detta är paracetamol som idag är ett ämne som finns i en mängd smärtlindrande läkemedel. Ges detta i rätt mängd skapar det en smärtstillande effekt, men i större doser är det dödligt (Knott & Bonsall, 2019).

För att skydda populationer har myndigheter tagit fram olika riktlinjer som fungerar som fingervisningar kring vid vilken koncentration eller dos av ett visst ämne som resulterar i olika konsekvenser. Dessa kan användas i olika syften såsom att bland annat skatta vid vilken koncentration lindriga skador uppstår eller dödsfall kan ske. Dessa riktlinjer används sedan som verktyg av personer som arbetar inom samhällsplanering och civilskydd. Några av dessa presenteras nedan (EDMS, 2022; NOAA, 2016 ; NIOSH, 2022).

- *Acute Exposure Guideline Levels (AEGL)* – Dessa riktlinjer har tagits fram för en generell grupp av individer (inklusive de mest sårbara). De gränsvärden som ingår i denna indelning delar upp riskvärderingen i tre separata klasser (1–3) där klass 3 är den klass som berör död och livshotande hälsoeffekter och klass 2 och 1 är progressivt

lindrigare i sin riskbedömning. AEGL utgår ifrån 5 olika exponeringstider (10 min, 30 min, 1 timme, 4 timmar och 8 timmar). AEGL anses vara de riktlinjer som är mest väl underbyggda vetenskapligt och framställs av en internationell kommitté under regi av amerikanska National Academy of Sciences (NAS) (NOAA, 2023).

- *Emergency Response Planning Guideline (ERPG)* – Detta är riktlinjer vars koncentrationer hade genererat en respons på de flesta människor i form av någon effekt på deras hälsa om de exponeras över en tidsperiod av 1 timme. ERPG tar inte hänsyn till extra sårbara människor som äldre eller sjuka. Även ERPG delas upp i tre separata klasser (1–3) där även klassindelningen följer samma upplägg som ovan (NOAA, 2023).
- *Immediately Dangerous to Life and Health limits (IDLHs)* – Denna riktlinje skiljer sig från de ovan två nämnda på det sättet att det är enbart definierat som ett enda värde per substans. Vad som menas med att ämnet omedelbart (immediately) är farligt för den person som exponeras är att allvarliga hälsoeffekter kan komma som ett resultat av en kort exponering alternativt att substansen kan försvåra personens förmåga att sätta sig själv i säkerhet (NOAA, 2023).

När konsekvenser som följer av toxiska utsläpp uppskattas används även ett koncept kallat *lethal concentration* vilket förkortas till LC_x där x:et står för den andel av populationen som skulle omkomma vid en exponering av en viss koncentration. Dessa satta koncentrationer utgår ofta från experiment på djur som till exempel råttor (CCPS, 2022; Nassiri & Hannah, 2009). I konceptet kring LC_x är ett förekommande antagande i riskanalyser att inom ett område där denna koncentration råder är dödligheten 100% och utanför överlever 100% (National Environment Agency, 2023; IPS, 2022).

3.3.1. Probit

Den roll probitfunktioner fyller för en riskanalytiker vid bland annat genomförandet av en QRA är att uppskatta den andel av en population som kan väntas påverkas till följd av till exempel ett toxiskt utsläpp. Probit, vilket står för Probability Unit, är en typ av dos-responssamband där vanligtvis två konstanter och ett logaritmerat uttryck för dosen brukas (CCPS, 1999).

Probitfunktionen anger sambandet mellan koncentrationen av ett ämne i luften, exponeringstiden och vilken effekten ämnet kommer ha på recipienten (människor) (RIVM, 2022). Sambandet mellan aspekterna ovan beskrivs med hjälp av statistiska modeller och som följd finns det ett flertal olika probitfunktioner som kan brukas vid en QRA (Ruijten, Arts, Bos, Muijser, &

Wijbenga, 2015). Funktionen som brukas i *Reference Manual Bevi Risk Assessments* (2009) och i Fischer, o.a. (1997) ges av

$$Pr = a + b \ln\left(\int C^n dt\right)$$

där a, b och n är ämneskonstanter som tagits fram från diverse djurförsök, där råttor och möss är de vanligaste testdjuren (Hickman, Johnson, Crisler, & Shepard, 2016). Ovanstående probitfunktion är även den som detta arbete kommer att förhålla sig till, då det dels är den som presenteras av Fischer, o.a. (1997) som frekvent används i svenska riskanalyser och dels det är den som det Nederländska RIVM har nyttjat för att härleda sig fram till de uppdaterade probitkonstanterna (RIVM, 2009).

I ekvationen ovan motsvarar C koncentrationen av ämnet, t exponeringstiden för ämnet och a, b och n är som ovan nämnt ämneskonstanter som även verkar som regressionskonstanter.

Konstanten a kan varieras mellan fastslagna värden för att undersöka olika typer av skadeutfall, till exempel irritation, lindrig skada, allvarlig skada eller, som det detta arbete inriktat sig på, dödsfall beroende på vad QRA:n syftar att undersöka (CCPS, 1999; Fischer, o.a., 1997).

Då integralen för koncentrationen sker över resulterar det i att uttrycket som berörs av integralberäkningen blir den dos som väntas ha den undersökta effekten. Vid nyttjande av probitfunktioner kan faktorer som till exempel effekten av fysiskt arbete även tas i beaktning. Probitfunktionerna avser normalt sett människor i allmänhet med låg fysisk aktivitet, med ett normvärde som generellt ligger på ungefär 15 liter/minut som andningsvolym. Vid fysiskt arbete ökar generellt denna volym och de personer som berörs av ämnet exponeras för en högre dos vilket kan korreleras genom att koncentrationen C multipliceras med kvoten för den aktuella minutvolymen och den generella andningsvolymen (McNamee, 2020).

Probitfunktionsmodellen är inte den enda befintliga effektmodellen att nyttja vid toxiska utsläpp, utan det finns även andra modeller som till exempel FED/FEC-modellerna. Dessa modeller syftar däremot främst att undersöka ämnen som kan bildas vid ett brandförlopp och ha en toxisk inverkan på personerna vid branden. FED/FEC-modellen är främst framtagen för ämnen som kolmonoxid, koldioxid och vätecyanid, och är därav inte direkt verifierad eller validerad för övriga ämnen som till exempel ammoniak eller väteklorid (ISO, 2012).

Tabell 3 visar sambandet som finns för probit och procent enligt FOA-handboken (Fischer, o.a., 1997). Det finns även en alternativ tabell framtagen av Finney (1952), vilket är den tabell som nyttjas i Nederländerna varifrån de uppdaterade konstanterna kommer från. Värdena i dessa

tabeller skiljer sig och för detta arbete har en omräkning mellan dessa två tabeller gjorts där tillvägagångssättet samt resultat redovisas i Bilaga C, för att samtliga värden ska motsvara de konstanter som majoriteterna av riskanalytiker nyttjar i Sverige.

Tabell 3: Relation mellan probit och procent enligt Fischer, o.a. (1997).

%	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9
0	-	-2,33	-2,05	-1,88	-1,75	-1,64	-1,55	-1,48	-1,41	-1,34
10	-1,28	-1,23	-1,18	-1,13	-1,08	-1,04	-0,99	-0,95	-0,92	-0,88
20	-0,84	-0,81	-0,77	-0,74	-0,71	-0,67	-0,64	-0,61	-0,58	-0,55
30	-0,52	-0,50	-0,47	-0,44	-0,41	-0,39	-0,36	-0,33	-0,31	-0,28
40	-0,25	-0,23	-0,20	-0,18	-0,15	-0,13	-0,10	-0,08	-0,05	-0,03
50	0,00	0,03	0,05	0,08	0,10	0,13	0,15	0,18	0,20	0,23
60	0,25	0,28	0,31	0,33	0,36	0,39	0,41	0,44	0,47	0,50
70	0,52	0,55	0,58	0,61	0,64	0,67	0,71	0,74	0,77	0,81
80	0,84	0,88	0,92	0,95	0,99	1,04	1,08	1,13	1,18	1,23
90	1,28	1,34	1,41	1,48	1,55	1,64	1,75	1,88	2,05	2,33

De procentuella värdena i Tabell 3 är sammankopplade med probitvärdet Pr via följande

ekvation $P = \frac{1}{\sqrt{2\pi}} \int_{-\infty}^{Pr-5} e^{-x^2} dx$. Detta uttryck för sannolikhet genererar efter integrering

följande $P = 0,5 \left[1 + \frac{Pr-5}{|Pr-5|} \operatorname{erf} \left(\frac{|Pr-5|}{\sqrt{2}} \right) \right]$ (CCPS, 1999).

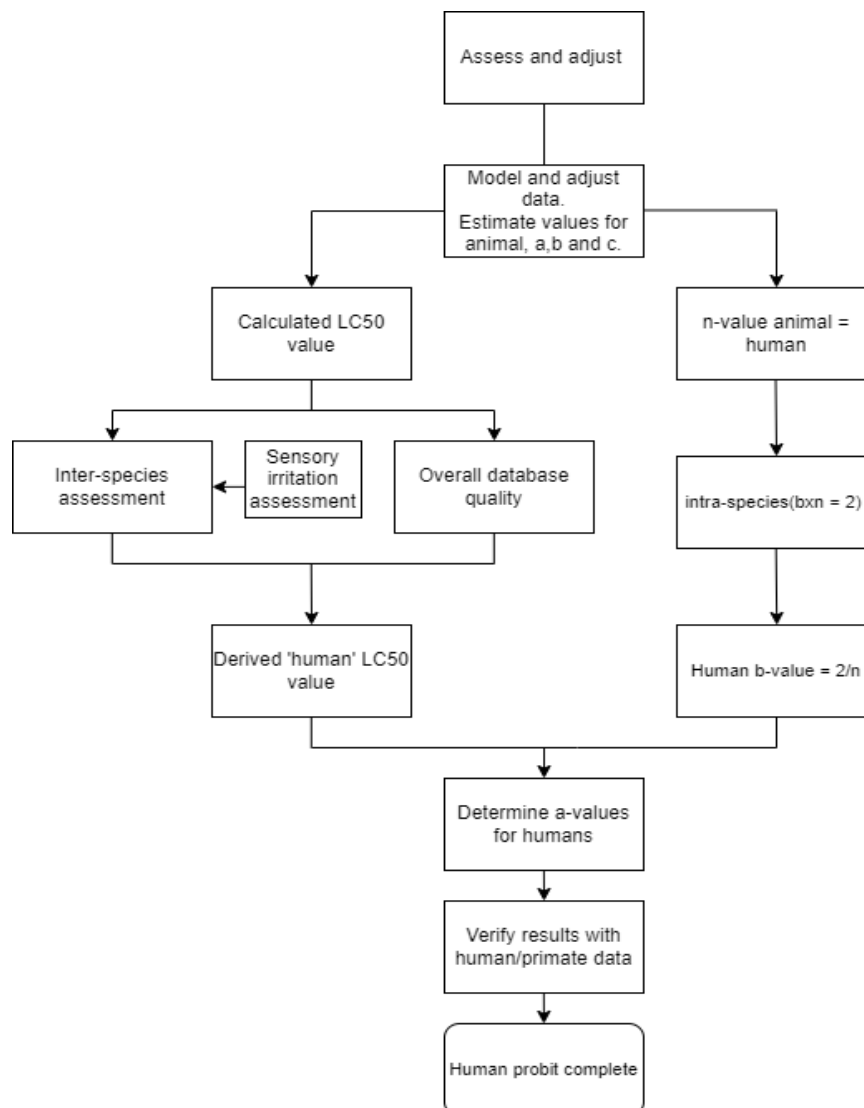
Härledningen av probitfunktioner runt om i världen har tidigare baserats på metoder från just Nederländerna, men då Nederländerna valde att gå mot ett mer standardiserat tillvägagångssätt ändrades värderingen av osäkerheterna i form av säkerhetsfaktorer. Grunden är densamma och utgår från tre steg som beskrivs nedan (Imbrechts, 2019).

- Uppsamling av data från studier som berör akut inandning av toxiska gaser på djur. Utifrån kvaliteten på studierna delas dessa sedan in klasser av A, B och C där A-studier är de studier som har högst detaljering- och tillförlitlighetsgrad. En vidare förklaring kring dessa studier går att finna i Bilaga C.
- Härledning av en probitfunktion för respektive djur.
- Extrapolering av dessa funktioner till människor.

Enligt Imbrechts (2019) skiljer sig däremot metoderna på det sättet att klassificeringen av studier numera måste ske utifrån strikta kriterier. Metoder och kriterier i detalj går att finna i Rujiten et.al (2015) och Imbrechts (2019), men en överskådlig härledning går att finna i Bilaga C.

3.3.1.1. Extrapolering från djurdata

För att bedöma skade- eller dödsutfallet vid exponering av en viss koncentration av ett toxiskt ämne krävs det att en dos-responsberäkning genomförs. Problemet med detta är att det, för majoriteten av ämnena, inte finns några uppgifter kring hur människor påverkas vid exponering utan data som bygger på djurstudier måste nyttjas (Fischer, o.a., 1997). Probitfunktionerna är inget undantag, där de ämnesspecifika konstanterna, a , b och n är härledda från djurförsök (Imbrechts, 2019). I Figur 4 presenteras ett flödesschema som visar härledningen av probitkonstanterna från mortalitetsdata på djur som sedan appliceras på människor.



Figur 4: Återskapat flödesschema över härledning av mortalitetsdata för djur till probitfunktioner som gäller för människor från Ruijten, Arts, Bos, Muijser, & Wijbenga, (2015).

Något som följer med hela arbetsgången som presenteras i Figur 4 är de essentiella antaganden som i sin tur medför osäkerheter (CCPS, 1999). Några av de faktorer som är behäftade med osäkerheter vid extrapolering av djurdata är bland annat enligt Schubach (1997):

- Skillnaden i hur arter reagerar vid exponering av ett toxiskt ämne
- Hur data skalas med hänsyn till vikt och längdskillnad mellan testart och människa
- Hur ämnesomsättningen skiljer sig mellan testart och människa
- Hur experimentets utformning ser ut beroende på djurart

Den första av de osäkerheter gällande extrapolering av djurdata innefattar bland annat att gruppen av djur som utsätts för gaskoncentrationen är homogen, det vill säga att gruppens individer är likvärdig i majoriteten av faktorer (Schubach, 1995; Fischer, o.a., 1997; Dixon, 1976). Homogeniteten innefattar dock inte kön, utan djurförsöken bedrivs på såväl honor som hanar samtidigt för att fånga upp eventuella känslighetskillnader som kan finnas mellan könen (Öberg, Palmén, Stenius, & Johanson, 2008). Ett problem med att ämnet testas på en homogen testgrupp är att skillnader, som till exempel ålder och hälsotillstånd, inom testgruppen är av betydligt lägre karaktär än den heterogena gruppen av människor som data sedan ska appliceras på (Schubach, 1997; Öberg, o.a., 2008).

Individer med hälsotillstånd som till exempel astma och andra lungsjukdomar har en förhöjd känslighet mot ämnen som till exempel klor och ammoniak vilket inte fångas upp av de toxikologiska djurförsöken (Schubach, 1997; Fischer, o.a., 1997). I testmiljön där djurförsöken bedrivs utsätts dessutom testobjekten endast för ett ämne, medan ämnen vid verkliga utsläpp interagerar med omgivningen och skapar ett flertal kemiska reaktioner. De resultat som tillhandahålls från djurförsöken tar då inte hänsyn till de effekterna av att bli utsatt för mer än ett ämne samtidigt (CCPS, 1999). Det vill säga att probit inte kan ta hänsyn till om effekterna är additiva, synergistiska eller antagonistiska för individen som utsätts (Schubach, 1995; CCPS, 1999).

Skillnaden mellan djurförsöksarten och människans ämnesomsättning, samt hur data skalas om från djurart till människa, är något som även detta leder till osäkerheter i resultatet i en konsekvensbedömning där värden har extrapolerats från djurdata (Schubach, 1997). Det finns försök som visar på att mindre arter är mindre känsliga än stora arter vid samma exponerad dos per kilogram kroppsvikt (Öberg, o.a., 2008). En förklaring till detta är att det är kroppsytan snarare än individens massa som korrelerar till hur individens ämnesomsättning sker, det vill säga hur ämnet distribueras och biotransformeras i kroppen (Öberg, o.a., 2008; Skerfving, 2002).

Till exempel har råttor cirka fem gånger högre ämnesomsättning per kilogram kroppsvikt än människor (Öberg, o.a., 2008). Det kan till exempel vara så att djurarten som exponeras för ämnet inte kan bilda några metaboliter, det vill säga nedbrytningsprodukter, medan människan gör det vid exponeringstillfället. Det kan även vara tvärtom där djurarten som exponeras är kapabel till att bilda nedbrytningsprodukter som kroppen kan hantera medan människan inte är kapabel till att producera dessa nedbrytningsprodukter. Det tidigare alternativet skulle då vid extrapoleringen leda till att risken för dödlighet hos människor skulle överskattas, medan det andra alternativet skulle leda till att risken för dödlighet skulle komma att underskattas (Caldwell, 1992).

Den osäkerhet som följer av hur experimentet på djur är utformat kommer från att det inte finns något standardiserat testprotokoll för hur ett test på djur gällande momentana utsläpp genomförs, där ett giftmoln med hög koncentration passerar individen under en kortare period, vilket leder till att resultaten kan variera mellan experimentsutförare (CCPS, 1999).

För att ta hänsyn till dessa osäkerheter kan säkerhetsfaktorer implementeras vid härledningen av det mänskliga probitvärdet från djurdata (Ruijten, Arts, Bos, Muijser, & Wijbenga, 2015).

Säkerhetsfaktorerna finns till för att ta hänsyn till de eventuella osäkerheter som kan finnas för hur ett ämne påverkar människor och dessa säkerhetsfaktorer tas hänsyn till i steget "Derived `human` LC₅₀ value" i Figur 4, där djurartens/arternas LC₅₀-värde divideras med produkten av säkerhetsfaktorerna. Dessa säkerhetsfaktorer är uppdelade i tre kategorier:

- Extrapolering djur till människa
- Nominell koncentration
- Databasens lämplighet

Tabell 4: Säkerhetsfaktorer vid härledning av mänskligt probitvärde. Faktorerna utgörs av diskreta värden.

Säkerhetsfaktor för:	Faktor	Logisk grund
Extrapolering djur till människa	1–3	En faktor på 3 är den standardfaktor som ansätts om specifika data inte kan påvisa att den lokala effekten av ämnet är densamma eller liknande för olika djurarter. Om detta kan påvisas kan en faktor på 1 eller 2 ansättas (Ruijten, Arts, Bos, Muijser, & Wijbenga, 2015).
Nominell koncentration	1–4	En faktor på 1 ansätts om de uppmätta koncentrationerna i testmiljön maximalt har sjunkit med 20% över exponeringstiden för djurarten (RIVM, 2015). Om koncentrationer inte mätts upp eller att de uppmätta koncentrationerna har sjunkit med mer än 20% över exponeringstiden ansätts en högre nominell koncentrationsfaktor.
Lämplighet av databas	1–3	En faktor på 1 ansätts om databasen som ligger som grund för ämnets probitvärden är väluppbyggd med ett antal väl utförda studier, se Bilaga C för definition av studier. Om databasen är mindre eller bristfällig ansätts en faktor på 2 eller 3 beroende på otillräckligheten av databasen (Ruijten, Arts, Bos, Muijser, & Wijbenga, 2015).

Dessa tre faktorer motsvaras i Figur 4 av extrapolering djur till människa av ”*inter-species assessment*”, nominell koncentration av ”*sensory irritation assessment*” och lämplighet av databas av ”*overall database quality*”. Dessa faktorer som kan behöva nyttjas för att estimerat det mänskliga motsvarande LC₅₀-värdet från djur kan då maximalt minskas med en faktor 36, det vill säga om varje faktor ansätts som det högsta möjliga för samtliga tre kategorier. Detta skulle då påverka ett hypotetiskt ämne X med LC₅₀-värde på 5000 mg/m³ från djurstudier genom att det mänskliga LC₅₀-värdet skulle bli $\frac{5000 \text{ mg/m}^3}{36} = 138,9 \text{ mg/m}^3$.

För att återkoppla till Figur 3 och riskhanteringsprocessen skulle probit kunna brukas för att hjälpa till att bestämma samhällsrisk. En sammankoppling mellan olika LC_x värden och

frekvenser för utsläpp där dessa koncentrationer föreligger hade kunnat hjälpa beslutsfattare att illustrera den samhällsrisk som föreligger.

3.4. Spridningsteori

En av riskanalysens mest fundamentala delar gällande vådautsläpp av toxiska ämnen är att genomföra beräkningar av koncentration och dos på varierande avstånd från källan. För att möjliggöra detta måste någon form av spridningsmodell nyttjas (Fischer, o.a., 1997).

För att kunna estimeras hur ett ämne sprids behöver ett större antal variabler och antaganden vägas in och tas hänsyn till för att få en så när verklighetstrogen representation som möjligt. Det första som behöver fastslås är vilken typ av utsläpp som sker, det vill säga ifall det är ett momentant eller kontinuerligt utsläpp. Ett momentant utsläpp uppstår om ett totalhaveri sker på en behållare som då leder till att allt innehåll släpps ut i princip momentant när behållaren skadas. Detta kan till exempel ske om en tryckkondenserad gasbehållare skadas så pass allvarligt att behållaren brister och släpper ut allt innehåll på en gång. Innehållet bildar då ett gasmoln som transporteras med vinden i vindriktningen. I händelse av ett kontinuerligt utsläpp har den trycksatta gasens behållare skadats med mindre omfattning vilket resulterar i att behållaren inte brister och ett läckage uppstår. Innehållet kommer då kontinuerligt strömma ut fram till dess att antingen läckaget upptäcks och tätas eller att trycket inne i behållaren når atmosfärstryck och därav inte längre driver ut gasen. Gasutsläpp som sker med kontinuerlig utströmning bildar inte gasmoln, utan bildar gasplymer som utbreder sig i vindens riktning (Helmersson, 1994).

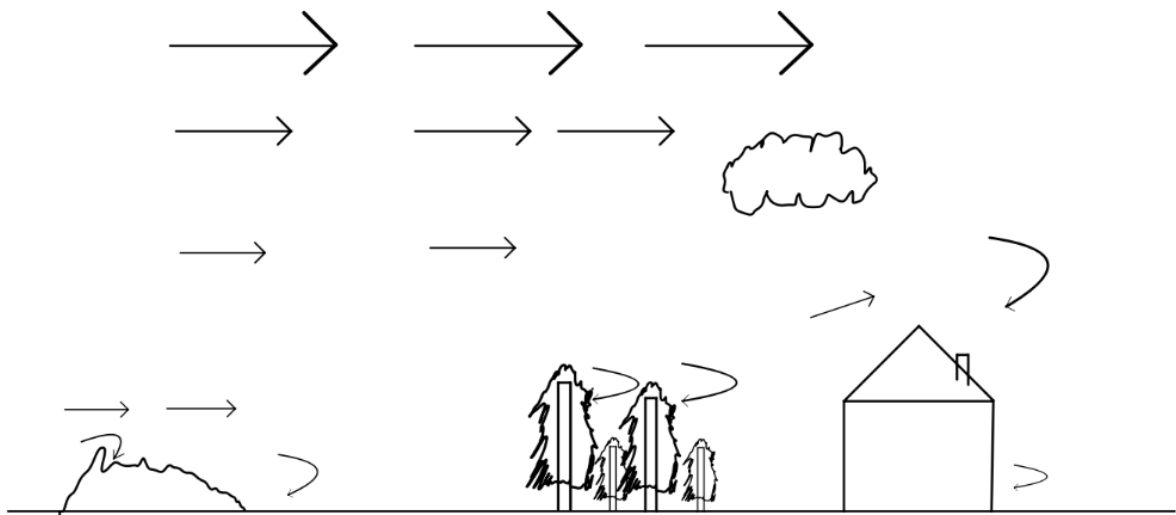
Vidare i spridningsteorin finns det ytterligare parametrar som är av stor vikt för resultatet, som alla faller under kategorin *utsläppparametrar*. Denna kategori innefattar exempelvis utsläppets varaktighet och ämnet samt omgivningens spridningsegenskaper. Varaktigheten för ett kontinuerligt utsläpp är främst beroende av den mängd av ämnet som finns tillgängligt i behållaren samt hur snabbt personer på platsen organisatoriskt kan lokalisera och täppa till läckan (Helmersson, 1994).

Spridningsegenskaper gällande omgivningen vid ett utsläpp som påverkar spridningsförloppet innefattar väderlek och hur omgivningen ser ut. Omgivningens påverkan på spridningsförloppet är sådant att olika grad av turbulens i utsläppsplymen/gasmolnet påverkar hur långt ämnet sprids (Fischer, o.a., 1997; Helmersson, 1994).



Figur 5: Illustration över hur turbulens kan se ut i verkligheten. Hämtad från (Horvath & Davies, 2001).

Turbulensens inflytande beror främst på hur underlaget runt utsläppet ser ut men även vindhastigheten, se Figur 5 för exempel över hur den resulterande turbulensen kan se ut. Denna typ av turbulens benämns som *mekanisk turbulens* (Fischer, o.a., 1997). Vindhastigheten närmst marken bromsas in vilket i sin tur genererar en hastighet som riktas vertikalt uppåt från marken vilket kommer leda till en ökad turbulens. Detta leder till att det ovanför ett mer skrovligt underlag, som till exempel en skog eller bebyggd stad, kommer det att genereras en större turbulens än ovanför ett underlag med en mindre skrovlig yta, såsom till exempel en öppen åker eller en yta belagd med snö, se Figur 6 (Fischer, o.a., 1997).



Figur 6: Illustration över hur mekanisk turbulens uppstår.

Väder och vindförhållande som råder vid tillfället för ett utsläpp är av stor betydelse. Om markens temperatur är varmare än den omgivande luften, förekommer låg vindhastighet och hög solinstrålning kommer vädertypen klassas som instabil (Fischer, o.a., 1997; Husted, 2021). Till följd av att luften närmast marken ständigt värms upp och stiger som följd av densitetskillnaden, så kommer turbulensen att öka vilket genererar att även spridningen av ämnet från utsläppet ökar (Fischer, o.a., 1997).

En vädertyp som klassas som stabil uppstår om marken är kallare än den omgivande luften, det förekommer låg eller nästintill ingen vindhastighet samt att atmosfären är klar med nästintill inga moln (Husted, 2021). Detta medför att turbulensen minskar, omblandningen och spridningen för ämnet blir liten vilket i sin tur medför att ämnet kan färdas långt (Fischer, o.a., 1997; Husted, 2021; Helmersson, 1994).

Slutligen, den vädertyp som klassas som neutral är då det förekommer hård vind, det finns nästintill ingen temperaturskillnad över höjd och stor förekomst av moln (Fischer, o.a., 1997; Husted, 2021). Denna vädertyp leder till att tunga gaser snabbare blandas ut med den omgivande luften, men inte lika väl som vid den instabila vädertypen (Fischer, o.a., 1997; Helmersson, 1994).

3.4.1. Stabilitetsklasser

För att kunna modellera stabiliteten i atmosfären finns enligt Fischer, o.a. (1997) olika tillvägagångsätt. En av de vanligare metoderna är att nyttja de så kallade Pasquill-klasserna, där atmosfärens stabilitet delas in i 6 klasser rankade från A till F utifrån turbulensnivå. A-klassen representerar de förhållanden i atmosfären som kommer leda till störst spridning rent distansmässigt medan F-klassen är den som representerar de förhållanden i atmosfären som kommer leda till minst spridning (Fischer, o.a., 1997), se Tabell 5.

Tabell 5: Pasquills stabilitetsklasser.

Stabilitetsklass	Benämning
A	Extremt instabil
B	Måttligt stabil
C	Svagt instabil
D	Neutral
E	Svagt stabil
F	Måttligt till extremt stabil

För att sedan undersöka hur ämnet sprider sig är det möjligt att nyttja diverse beräkningsmodeller i form av handberäkningar eller simuleringsverktyg, vilka presenteras i avsnitten nedan.

3.5. Spridningsmodeller

I detta avsnitt följer beskrivningar för några av de modeller som kan används för att skatta koncentrationer på avstånd vid toxiska utsläpp. Det inleds med en beskrivning av handberäkningsmetoder och avslutas med en genomgång utav två av många olika digitala simuleringsverktyg. Dessa har brukats i undervisningssyfte på Brandingenjörscivilingenjör i Riskhanteringsprogrammet på LTH, men som även förekommer inom konsultbranschen (IPS, 2022).

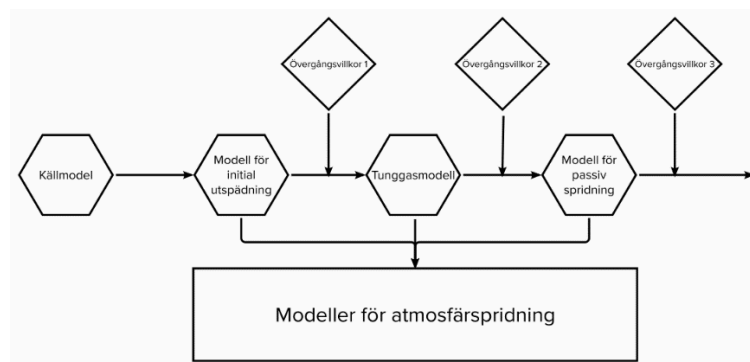
3.5.1. Handberäkningar

Den beräkningsmodell som presenteras i handboken av Fischer o.a. (1997) följer ett antal delmodeller för källmodell, modell för initial utspädning, tunggasmodell, modell för passiv spridning samt tre övergångsvillkor, se Figur 7.

Ekvationer och beräkningsgång för varje steg i Figur 7 går att finna i Bilaga E. Den koncentrationsprofil som nyttjas i detta arbete kallas för en *gaussisk koncentrationsprofil* och beskrivs med följande uttryck:

$$\chi = \frac{Q}{2\pi\sigma_y(x)\sigma_z(x)U} e^{-\frac{y^2}{2\sigma_y^2}} \left[e^{-\frac{(z-H_{eff})^2}{2\sigma_z^2}} + e^{-\frac{(z+H_{eff})^2}{2\sigma_z^2}} \right]$$

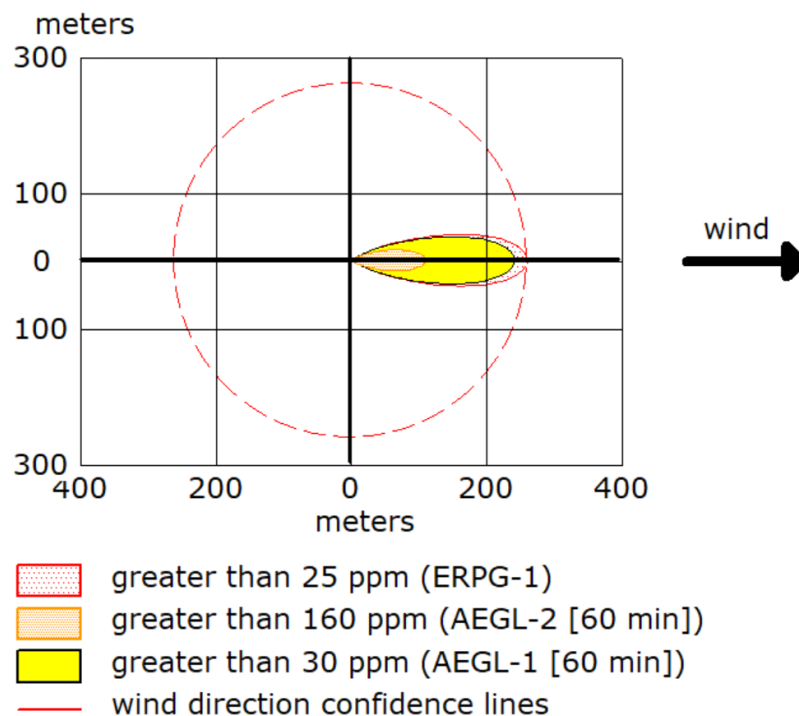
Detta uttryck antar att plymens form liknar en normalfördelning och tillåter beräkning av koncentrationen i vertikal- samt horisontalled.



Figur 7: Kedja av modelltyper, samt övergångsvillkor, som ska ingå i en spridningsberäkning. Återskapad från figur 8.17. i FOA:s "Vådautsläpp av brandfarliga och giftiga gaser" (Fischer, o.a., 1997).

3.5.2. ALOHA

ALOHA (Areal Locations of Hazardous Atmospheres) är ett simuleringsverktyg utvecklat av NOAA och EPA (National Oceanic and Atmospheric Administration och det amerikanska naturvårdsverket). Verktöget tillåter användaren att simulera utsläppsförlopp av toxiska ämnen och illustrerar detta i former av så kallade "Threat zones" där varje zon utgår från ett toxiskt gränsvärde presenterad över ett geografiskt område vid en viss punkt under utsläppsförloppet, se Figur 8. För att kunna göra detta börjar användaren att specificera vilket ämne som förekommer i utsläppet och sedan definierar de väder/atmosfärsförhållanden som råder i samband med det simulerade utsläppet. ALOHA innehåller en stor databas av olika ämnen men tillåter även användaren att själv specificera ett ämne genom att manuellt föra in relevant data över önskat ämne. Vidare krävs det att användaren beskriver hur ämnet lagras samt hur utsläppet sker, till exempel hålstorlek och vilken fas ämnet har vid utsläppstillfället. Programmet begränsar sina beräkningar till en maximal utsläppstid på 60 minuter och för att approximera hur utsläppsstyrkan varierar över tid kommer ALOHA att generera väldigt korta perioder där steady state råder över utsläppsförloppet (NOAA, 2022).



Figur 8: Hur en toxisk threat zone illustreras i ALOHA

ALOHA nyttjar två semi-empiriska modeller för att modellera hur utsläppet sprider ut sig; en gaussisk spridningsmodell som är anpassad för utsläpp av lätta gaser samt en tunggasmodell för de gaser vars densitet är högre än luft. Koncentrationen räknas sedan ut som en funktion av tid

för det geografiska området där utsläppet sker. Det största värdet löses ut därefter och ekvationen för maximal koncentration sker enligt följande $M(x, y) = \max [C(x, y, t)]$. För att beräkna fram den tidpunkt där koncentrationen är som högst vid en viss punkt kommer ALOHA först identifiera tidpunkten t_m när utsläppshastigheten u är som högst, detta resulterar i tiden t_0 . ALOHA kommer sedan att räkna fram en koncentration och sedan variera tiden t_0 med ± 30 sekunder och jämföra resultaten. Är koncentrationen större eller mindre vid någon av jämförelsepunkterna görs en ny jämförelse med samma intervall på 30 sekunder.

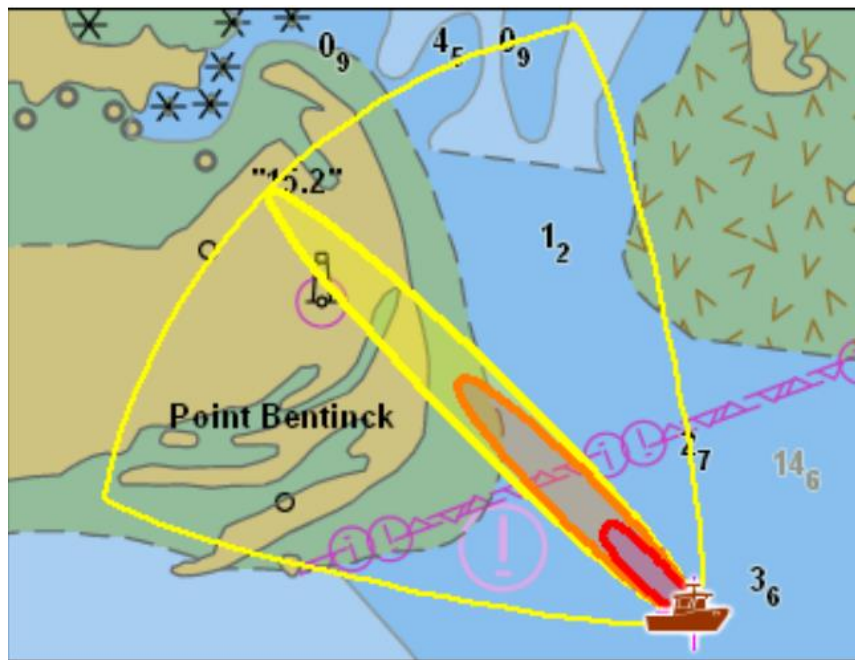
ALOHA behandlar konceptet med ytråhet som så att programmet låter användaren välja tre olika förinställda alternativ enligt följande:

- Öppet landskap – Denna inställning implicerar att ytråhet är låg och därför är den turbulens som genereras låg. Här kommer ett gasmoln tillåtas att färdas längre. Detta beror på att turbulensen är låg och därmed blir luftinblandningen som sänker koncentrationen i gasmolnet lägre.
- Urban/Skog – I denna inställning kommer ytråhet och turbulensen vara hög då gasmolnet kommer att färdas över ytor som har hög friktion. Luftinblandningen kommer vara hög som följd av detta och koncentrationen i gasmolnet kommer att vara lägre. ALOHA tar dock inte hänsyn till höga byggnader då det antas att gasmolnet bara glider runt denna typ av byggnad.
- Öppet vatten – Den här inställningen är den inställning som genererar lägst ytråhet då vatten inte är en turbulensinducerande yta.

ALOHA tillåter även användaren att själv ange en ytråhet. Här kommer ALOHA att tolka värdet för ytråhet olika beroende på vilken spridningsmodell som används (gaussisk eller tunggasmodell). Appliceras den gaussiska modellen kommer ALOHA ta det värde som matats in och anpassar beräkningen efter detta värde. Skulle ytråheten vara 20 centimeter eller lägre kommer ALOHA automatiskt använda öppet landskap, om inte kommer en ytråhet för stadsmiljö/skog att användas. Appliceras tunggasmodellen kommer ALOHA använda den ytråhet som specificerats såvida detta värde inte överstiger 10 cm. Då kommer ALOHA automatiskt att ställa om det till 10 cm oavsett vilket värde som matats in i programmet (NOAA).

Resultatet av simulationerna illustreras i form av tre olika zoner, se Figur 8. Inom varje kontur kommer koncentrationen att uppgå till ett visst gränsvärde som användaren antingen kan välja själv utifrån existerande gränsvärde eller som användaren själv kan definiera (NOAA, 2022). ALOHA innehåller således ingen effektmodell såsom probit. Dessa konturer kan vidare

illustreras med hjälp av programmet MARPLOT som har samma utvecklare som ALOHA. Här kan plymen och dess tre zoner importereras till en karta för att ge en bättre uppskattning av de effekter ett utsläpp kan ha på en specifik plats, se Figur 9 (NOAA, 2022).



Figur 9. Exempel på användandet av MARPLOT och resultat från ALOHA för ett utsläpp beläget strax utanför Point Bentinck (NOAA, 2022).

3.5.3. Spridning luft

Spridning luft är ett program utvecklat av MSB i samverkan med Totalförsvarets forskningsinstitut (FOI). I detta mjukvaruprogram tillåts användaren modellera utsläppsscenario på diverse geografiska platser i Sverige eller runtom i världen. Beräkningarna i programmet utgår ifrån en trestegs modellkedja. Denna kedja återges nedan:

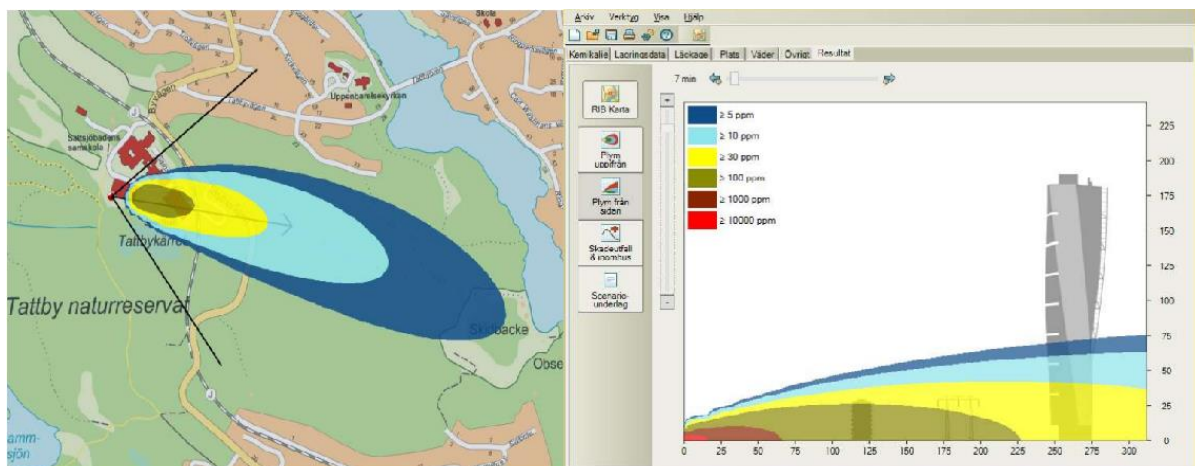
- I första steget definieras en källmodell. Syftet med detta är att modellera utsläppet.
- I andra steget modelleras hur ämnet sprids via luften. Detta sker via samverkan mellan programmets inbyggda vädermodell och transportmodell. Detta illustreras som en spridningsplym.
- I tredje steget analyseras spridningsplymerna utifrån de angivna toxiska gränsvärdena (AEGL, IDHL, egendefinierade osv).

Spridningsplymen som bildas genereras av programmets inbyggda spridningsprogram som kallas PUMA, vilket resulterar i en ellipsoidformad plym som har en gaussisk koncentrationsprofil (MSB, 2022). Användandet av beräkningsmetoderna för denna gaussiska spridningsmodell finns beskriven i Olesen Rørdam, Berkowicz, & Løfstrøm (2007) och återges kort nedan. Den

koncentrationsprofil som används i Spridning luft är den samma som återfinns i avsnitt 3.5.1. Däremot tas spridningskoefficienterna σ fram på helt skilda sätt än de som sedan presenteras i Bilaga E. För denna modell består spridningskoefficienterna σ_y och σ_z av tre olika parametrar; σ_{turb} , σ_{internal} och $\sigma_{\text{buildings}}$. σ_{turb} består i sin tur av sina egna delkomponenter, nämligen σ_{mech} och σ_{conv} (Olesen Rørdam, Berkowicz, & Løfstrøm, 2007). Tanken är att denna komponent ska representera hur den atmosfäriska turbulensen påverkar spridningen av gasen. Beroende på rådande stabilitetsklass har dessa två olika inverkan på spridningsförloppet. Råder instabila förhållande är den konvektiva delen stor, men annars har den en liten inverkan på spridningsförloppet. Mekanisk turbulens är ständigt närvarande, oavsett vilken atmosfärsklass som råder. σ_{internal} är endast aktuell om plymlyft sker. σ_{building} ska fånga upp hur byggnader kan påverka spridningsförloppet. Spridning luft avstår dock från att modellera byggnadernas inverkan på spridningen och ignorerar därför denna komponent (MSB, 2022; Olesen Rørdam, Berkowicz, & Løfstrøm, 2007). Resultatet från en simulering med hjälp av Spridning luft finns illustrerad i Figur 10.

Spridning luft tar hänsyn till probitfunktioner för vissa ämnen och kan skatta antalet döda personer inom ett visst område baserat på dessa. Konstanterna i probitfunktionerna i programmet har däremot inte uppdaterats i Spridning luft 2.0.0 för att matcha de nya konstanterna härledda i Nederländerna.

Spridning luft är i dagsläget inte kapabelt att modellera tryckkomprimerade gaser. Det vill säga, att ifall gasen befinner sig över sin kritiska temperatur där gasen aldrig kan kondenseras ner till vätska kommer programmet inte kunna simulera detta. Detta är något MSB arbetar med för att implementera i en framtida version av Spridning luft (Levein, 2022; Vedantu, 2023).



Figur 10. Spridningsplym från Spridning luft (MSB, 2019)

4. Indata till fallstudie

I detta kapitel kommer dels det verkliga utsläppet av svavelsyra som skedde i Helsingborgs hamn översiktligt presenteras, dels information och viktiga parametrar som ligger till grund för den hypotetiska fallstudien att systematiskt redogöras kring.

4.1. Utsläppsscenario

Klockan 04:33, svensk tid, den 4e februari år 2005 skedde ett större utsläpp i Helsingborgs hamn. Utsläppet skedde vid Kemira Kemi AB:s industrianläggning beläget vid Helsingborg hamn på Industrigatan 83 och vars verksamhet omfattar tillverkning och lagring av olika kemikalier. En av dessa kemikalier som tillverkades är svavelsyra (H_2SO_4) och var vid tiden för utsläppet lagrat i ett antal cisterner (Statens Haverikommission, 2008). En av dessa cisterner totalhavererade och läckte under en tidsperiod på mellan 2,5–4 minuter ut cirka 16 300 ton genom en öppning som slitits upp i cisternens botten (Statens Haverikommission, 2008). Under utsläppet blandade sig svavelsyran med det salta havsvattnet som hade pumpats in till och runt invallningen som omger cisternerna på grund av en vattenläcka från en intilliggande vattenledning. Tillgången av kloridjoner i havsvattnet medförde att vid reaktionen mellan svavelsyran och kloridjonerna så bildades klorväte. Klorvätet avdunstades och spreds i gas och aerosolform som ett moln över området (FOI, 2008). Enligt Haverikommissionen (2008) hann detta moln transporteras 10 km innan koncentrationerna nådde vad som ansågs vara ofarligt.

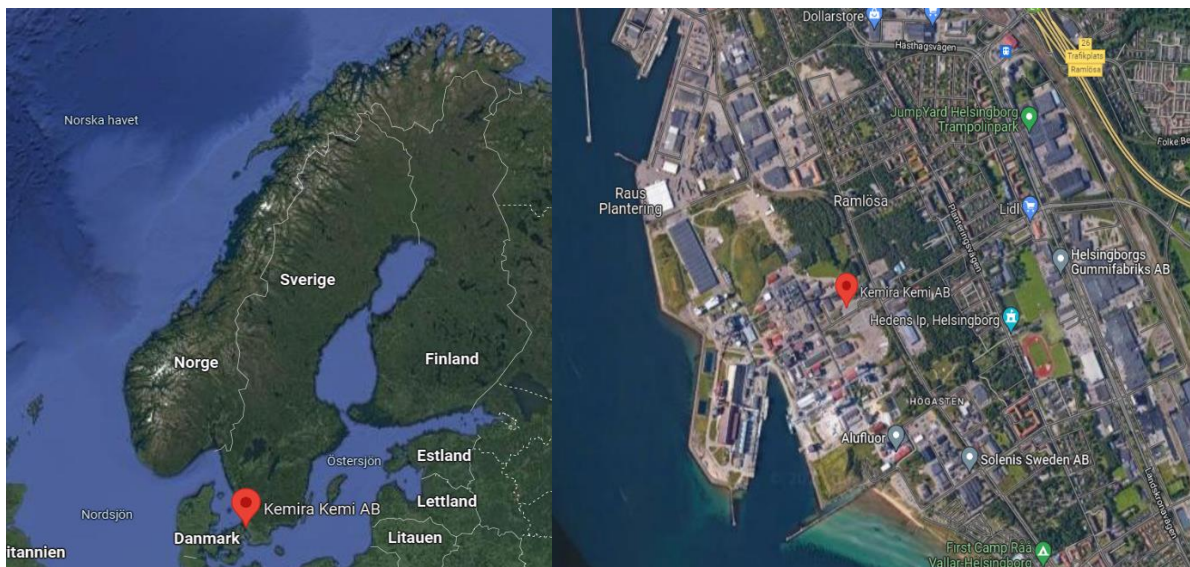
Tabell 6: Information över väder och omgivning vid olyckstillfället (Statens Haverikommission, 2008).

Information över väder vid tidpunkten för olyckan	Storheter
Vindhastighet	Svag vind på cirka 2,4 m/s på 10 meters höjd
Vindriktning	Sydostlig (SO) 140°
Luftens temperatur	5°C
Övrigt	Dimma i luften

Då det enligt MSB (2022) råder osäkerheter kring tillåtna lagringsförhållande i form av volym i Sverige valdes ett tillvägagångssätt som bygger på arbete gjort av Eun Lee, Sohn, Byeon, Yoon, & Moon (2018) där de jämförde resultaten av olika simuleringsprogram för toxiska utsläpp. I denna studie har de analyserat olyckor som involverar lagringstankar och utifrån denna

efterforskning kommit fram till dimensionerna på tanken att vara 2,3 meter i diameter och 2,7 meter i höjd, vilket även har nyttjats i detta arbetes fallstudie. De använde även en hålstorlek på 5cm vilket även brukats i detta arbete. Tankarna antogs vara fyllda till 80% då tankar sällan är fyllda till 100% (Eun Lee, Sohn, Byeon, Yoon, & Moon, 2018).

Detta scenario används i detta arbete för utvärdering av faran för utsläpp av samtliga kemikalier som valts för vidare analys. Den valda volymen ansågs rimlig för lagring av samtliga utvalda kemikalier och att skapa homogena lagringsvolymen för samtliga kemikalier ger en tydligare bild av hur farliga utsläppen är. Hålet antogs uppstå på botten av tanken för att tillåta all vätska att kunna flöda ut ur behållaren. Förutom volymen antogs även samtliga kemikalier vara nedkylda och lagras under atmosfärstryck. Temperaturskillnaden mellan temperaturen utomhus och kokpunkten antas vara tillräckligt stor för att generera en direkt förångning av den vätska som flödar ut ur hålet.



Figur 11. Position för utsläppet som skedde i Helsingborg (Google, 2022).

4.2. Indata till utsläppscenario

I följande avsnitt kommer ämnesspecifika data, probitvärden och underlag av extrapolering från djurdata för respektive ämnes att presenteras. Samtliga indata till spridningsmodellerna ALOHA och Spridning luft finns presenterad i bilaga D.

4.2.1. Ammoniak

Ammoniak är vid normal rumstemperatur en gas som besitter en stickande lukt. Denna substans används bland annat vid tillverkning av konstgödsel och målarfärg. Ammoniak kan även användas som kylmedium i kylanläggningar. Vid låga koncentrationer orsakar ammoniak

irritation i ögon och näsa. Inandning av höga koncentrationer av ammoniak kan resultera i andningsbesvär och även skador på lungorna (Naturvårdsverket, 2023). År 2021 producerades det totalt 3 156 ton ammoniak i Sverige och det importerades totalt 270 000 ton samma år (Kemikalieinspektionen, 2022). Ammoniak har en NFPA rang på 3, se Tabell 2.

Tabell 7: Ammoniakdata samt underlag och säkerhetsfaktorer för probitfunktioner (Ruijten M, 2017).

Substansdata	Värde	
Frys punkt	-77,73 °C	
Kokpunkt	-33°C (vid 101,3 kPa)	
Molmassa	17 g/mol	
Probit-variabel	Nytt värde	Gammalt värde
a	-21,5 mg/m ³	-20,6 mg/m ³
b	0,99	1
n	2,02	2
t	30/60 min	30/60 min
Typ av studier	Antal studier	Studier utförda av
Antal A-studier	1	Appleman, ten Berge, & Reuzel, 1982
Antal B-studier	3	Silver & McGrath, 1948; Pauluhn, 2013; Kapeghian, Mincer, Jones, Verlangieri, & Waters, 1982
Antal C-studier	1	MacEwan & Vernot, 1972
Säkerhetsfaktor för	Faktor	
Extrapolering djur till människa	1	
Nominell koncentration	1	
Lämplighet av databas	1	

4.2.2. Klorgas

Klor är vid normal rumstemperatur en gas som är giftig och även frätande. Substansen används bland annat som bakteriedödande medel i simbassänger, men kan även nyttjas som konserveringsmedel. Inandning av klor resulterar i irritation i luftvägarna och på huden. Större

koncentrationer är frätande och kan ge skador på lungorna (Naturvårdsverket, 2023). År 2021 importerades det totalt 4,34 ton klor och den producerade mängden är sekretessbelagd (Kemikalieinspektionen, 2022). Klorgas har en NFPA rang på 3, se Tabell 2.

Tabell 8: Klorgasdata samt underlag och säkerhetsfaktorer för probitfunktioner (Ruijten M., 2018).

Substansdata	Värde	
Frys punkt	-101,5°C	
Kokpunkt	-34° (vid 101,3 kPa)	
Molmassa	70,9 g/mol	
Probit-variabel	Nytt värde	Gammalt värde
a	-18,7 mg/m ³	-11,35 mg/m ³
b	1,93	0,5
n	1,04	2,75
t	30/60 min	30/60 min
Typ av studier	Antal studier	Studier utförda av
Antal A-studier	1	Zwart & Woutersen, 1988
Antal B-studier	3	Silver & McGrath, 1942; Zwart & Woutersen, 1988; Schlagbauer & Henschler, 1967
Antal C-studier	2	Bitron & Aharonson, 1978; MacEwan & Vernot, 1972
Säkerhetsfaktor för	Faktor	
Extrapolering djur till människa	3	
Nominell koncentration	1	
Lämplighet av databas	1	

4.2.3. Kolmonoxid

Kolmonoxid är en gas som bildas vid ofullständig förbränning. Denna gas kan återvinnas och sedan återbrukas i samband med tillverkning av diverse syror och alkoholer. Kolmonoxiden binds vid inandning till hemoglobinet i blodet vilket har en negativ påverkan på kroppens förmåga att ta upp syre. Symptom på kolmonoxidförgiftning kan vara yrsel, trötthet och

illamående. Skulle en individ med hjärtbesvär exponeras för en högre koncentration kan denna individ få kärlkrampssymtom (Naturvårdsverket, 2023). År 2021 producerades det totalt 769 025 ton kolmonoxid i Sverige och det importerades även ca 45 ton (Kemikalieinspektionen, 2022). Kolmonoxid har en NFPA rang på 3, se Tabell 2.

Tabell 9: Kolmonoxiddata samt underlag och säkerhetsfaktorer för probitfunktioner (Garaets, 2018).

Substansdata	Värde	
Frys punkt	-205°C	
Kokpunkt	-191° (vid 101,3 kPa)	
Molmassa	28 g/mol	
Probit-variabel	Nytt värde	Gammalt värde
a	-20,9 mg/m ³	-12,4
b	1,11	1
n	1,81	1
t	30/60 min	30/60 min
Typ av studier	Antal studier	Studier utförda av
Antal A-studier	2	Lapin, 1981; Sweeny, o.a., 2016
Antal B-studier	1	Levin, Paabo, Gurman, Harris, & Braun, 1987
Antal C-studier	1	Kishitani & Nakamura, 1978
Säkerhetsfaktor för	Faktor	
Extrapolering djur till människa	1	
Nominell koncentration	1	
Lämplighet av databas	1	

4.2.4. Svaveldioxid

Svaveldioxid är en gas som lätt löses upp i vatten vilket bildar svavelsyra. Inom industriverksamheter kan svaveldioxid till exempel användas för att framställa blekmedel eller desinfektionsmedel. Inandning av svaveldioxid påverkar lungornas funktion där högre koncentrationer kan förvärra astmaattacker hos känsliga individer. Det är även möjligt att svaveldioxid kan reagera med luften och bilda små partiklar som fastnar i lungorna

(Naturvårdsverket, 2023; National Park Service, 2023). År 2021 producerades det 63 010 ton svaveldioxid i Sverige och det importerades ca 17 ton (Kemikalieinspektionen, 2022).

Svaveldioxid har en NFPA rang på 3, se Tabell 2.

Tabell 10: Svaveldioxiddata samt underlag och säkerhetsfaktorer för probitfunktioner (ter Burg, 2018).

Substansdata	Värde	
Frys punkt	-72°C	
Kokpunkt	-10° (vid 101,3 kPa)	
Molmassa	64 g/mol	
Probit-variabel	Nytt värde	Gammalt värde
a	-17,6 mg/m ³	-24,2 mg/m ³
b	1	1
n	2	2,4
t	30/60 min	30/60 min
Typ av studier	Antal studier	Studier utförda av
Antal A-studier	0	
Antal B-studier	2	Zwart, 1986; Cohen, Drew, Johnson, & Rajagopalan, 1973
Antal C-studier	3	Hilado & Machado, 1977; Leong, MacFarland, & Seller, 1961; Bitron & Aharonson, 1978
Säkerhetsfaktor för	Faktor	
Extrapolering djur till människa	3	
Nominell koncentration	1	
Lämplighet av databas	2	

4.2.5. Väteklorid

Väteklorid är en gas som fräter och orsakar irritation vid kontakt med huden där högre koncentrationer kan leda till död. Substansen kan nyttjas i industrisammanhang vid hantering av metall (ATSDR, 2002). År 2021 producerades det 17 725 ton väteklorid i Sverige och

importerades 19 744 ton (Kemikalieinspektionen, 2022). Väteklorid har en NFPA rang på 3, se Tabell 2.

Tabell 11: Vätekloriddata samt underlag och säkerhetsfaktorer för probitfunktioner (Ruijten M., 2017).

Substansdata	Värde	
Frys punkt	-114,2°C	
Kokpunkt	-85° (vid 101,3 kPa)	
Molmassa	46,47 g/mol	
Probit-variabel	Nytt värde	Gammalt värde
a	-22,1 mg/m ³	-42,3 mg/m ³
b	1,46	3,69
n	1,37	1
t	30/60 min	30/60 min
Typ av studier	Antal studier	Studier utförda av
Antal A-studier	3	Arts, Mommers, & Muijser, 2000; Hartzell, Grand, & Switzer, 1985; Lapin, 1981
Antal B-studier	6	Darmer, Kinkead, & DiPasquale, 1974; Jean, Gallavan, & Kolesar, 2006; Wohlslagel, DiPasquale, & Vernot, 1976; Higgins, Fiorca, Thomas, & Davis, 1972
Antal C-studier	6	Kaplan, Anzueto, Switzer, & Hinderer, 1988; Kaplan, Switzer, Hinderer, & Anzueto, 1993; Kaplan, Grand, & Switzer, 1985; Burleigh-Flayer, Wong, & Alarie, 1985; Malek & Alarie, 1989; Siddiqui, Kolesar, & Mudgett, 1999
Säkerhetsfaktor för	Faktor	
Extrapolering djur till människa	1	
Nominell koncentration	1	

Lämplighet av databas	1
-----------------------	---

4.2.6. Fluorgas

Fluorgas är en giftig gas som inte förekommer fritt i naturen då det är väldigt reaktivt.

Substansen används bland annat inom industrier som en kalibreringsgas eller vid olika synteser.

Det går även att framställa fluorvätesyra som används vid produktion av glödlampor. Exponering av denna gas kan leda till allvarliga frätskador på hud och ögon och skulle inandning ske är död ett potentiellt utfall (Naturvårdsverket, 2023). År 2021 producerades det inget fluor i Sverige, men det importerades ca 101 ton (Kemikalieinspektionen, 2022). Fluorgas har en NFPA rang på 4, se Tabell 2.

Tabell 12: Fluorgasdata samt underlag och säkerhetsfaktorer för probitfunktioner (ter Burg, 2019)

Substansdata	Värde	
Fryspunkt	-219,6 °C	
Kokpunkt	-188°C (vid 101,3 kPa)	
Molmassa	38 g/mol	
Variabel	Nytt värde	Gammalt värde
a	-12,93 mg/m ³	-13,56 mg/m ³
b	1,10	1,08
n	1,82	1,85
t	30/60 min	30/60 min
Typ av studier	Antal studier	Studier utförda av
Antal A-studier	0	-
Antal B-studier	1	Keplinger & Suissa, 1968
Antal C-studier	2	Eriksen, 1945; Stokinger, 1949
Säkerhetsfaktor för	Faktor	
Extrapolering djur till människa	2	
Nominell koncentration	1	
Lämplighet av databas	2	

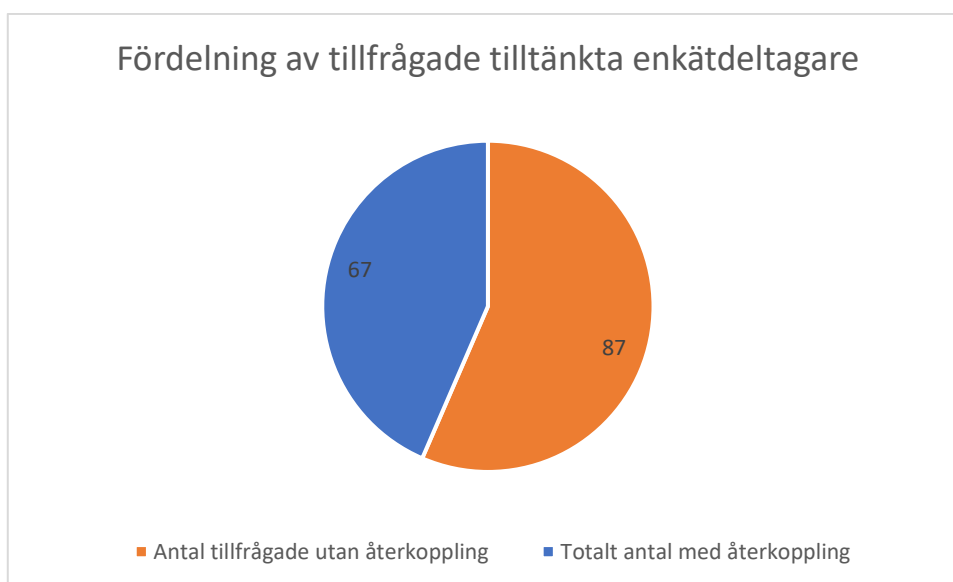
5. Resultat

I följande kapitel presenteras arbetets resultat för enkätstudien, de uppdaterade probitvärdena och simuleringsverktygen. I slutet av kapitlet presenteras även känslighetsanalysen som har genomförts för de uppdaterade probitvärdena och appliceringen i simuleringsverktygen.

5.1. Enkätens svarsfrekvens

Detta delkapitel presenterar resultat för hur svarsfrekvensen såg ut för konsulter respektive konsultföretag samt resultatet för frågorna i den genomförda enkätstudien.

I Figur 12 presenteras fördelningen av svar från antalet tillfrågade konsulter i enkätstudien där antalet erhållna svar resulterade i en total återkopplingsandel på cirka 44%.



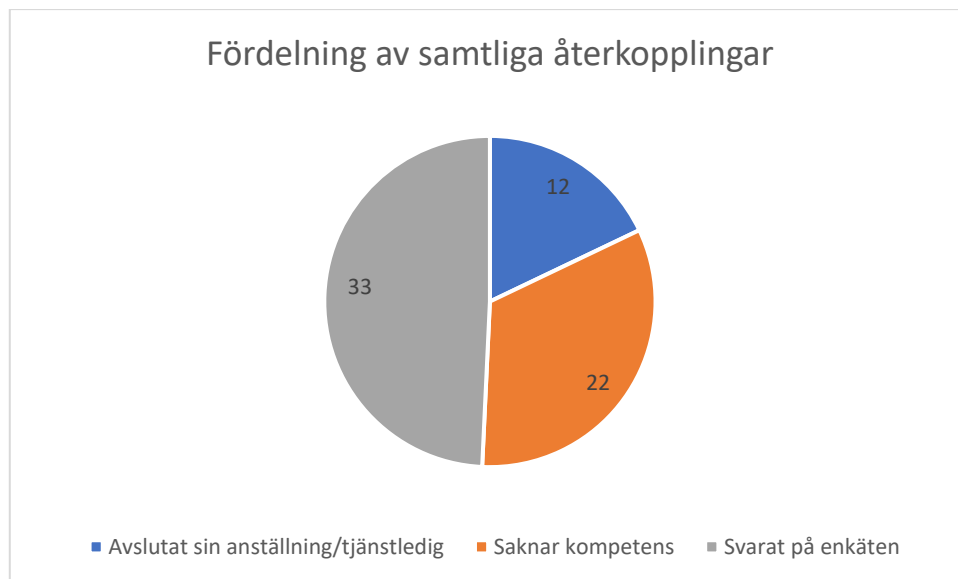
Figur 12: Fördelning av tillfrågade tilltänkta enkättagare.

Från 87 av de tillfrågade konsulterna mottogs det ingen återkoppling som

Dessa 67 återkopplingar delas upp i tre kategorier:

- De som svarade att de saknade kompetensen för att genomföra enkäten då de inte arbetar specifikt med att skatta konsekvenser,
- Automatiska mailsvar där personer uppger att de avslutat sin anställning eller är tjänstledning och
- De som svarat på enkäten

Fördelningen för dessa presenteras i Figur 13. Enkäten mottog totalt svar från 33 konsulter vilket i sin tur resulterar i en enkätssvarsfrekvens på cirka 49% av samtliga återkopplingar, eller 60% om återkopplingarna i form av automatiska mailsvar subtraheras från totalen.

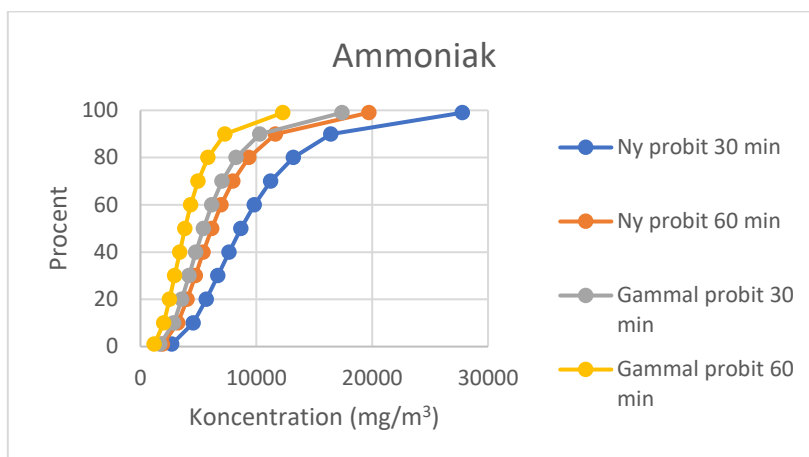


Figur 13: Fördelning av samtliga konsultåterkopplingar

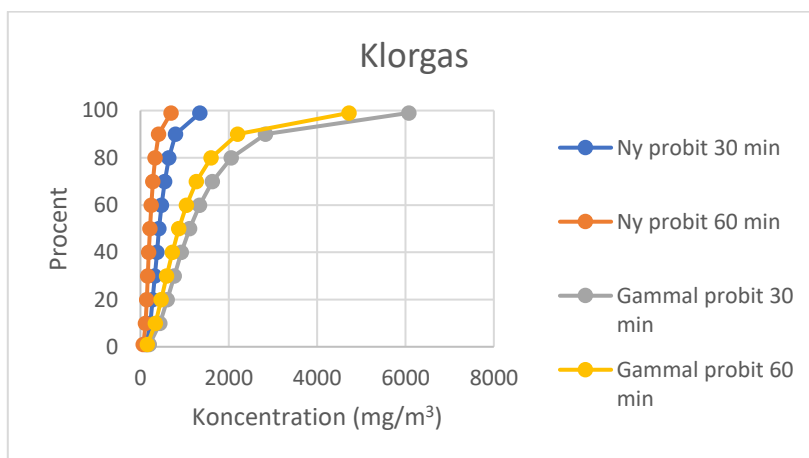
De 154 tilltänkta enkättagarna var utspridda på totalt 37 företag, lokaliserade i olika delar av landet. Av de 37 företag mottogs återkoppling i någon form av totalt 31, vilket resulterar i att totalt 84% av alla tillfrågade företag har svarat på enkäten. Av dessa 31 företag så resulterade 22 av dessa i svar på enkäten, medan resterande gav återkoppling i form av antingen kategorin med avslutad anställning/tjänstledig (fyra företagssvar) eller att de saknade kompetens för att genomföra enkäten (fem företagssvar). I tre av de fem fallen där kompetensen saknades mottogs svar från respektive VD att företagen inte genomför den formen av konsekvensberäkningar. Med svar från 22 företag från de totalt 37 tillfrågade resulterar det i en återkopplingsfrekvens på cirka 59 %. Den totala enkätssvarsfrekvensen uppgick till cirka 71% från samtliga återkopplingar, eller cirka 81% om den enda återkopplingen från företaget var i form av automatiska mailsvar subtraherades från totalen.

5.2. Probitberäkningar

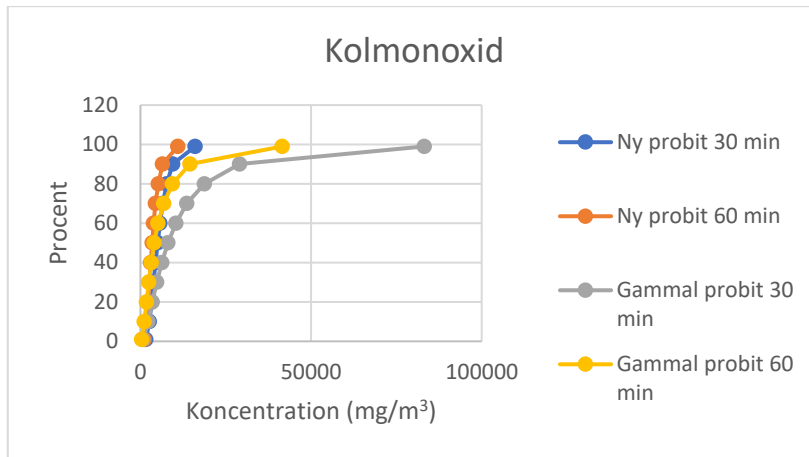
I Figur 14-Figur 19 illustreras relationen mellan procent och koncentration vid bruk av gamla och nya probitvärden. Tabell 13 illustrerar de gamla och nya LC50-koncentrationerna samt skillnad och kvot mellan dessa olika koncentrationer. Störst förändring går att se hos ammoniak, svaveldioxid och väteklorid. En positiv differens eller en kvot över 1 visar på att det krävs en högre dos för att nå LC₅₀. En negativ differens eller en kvot under 1 visar på det motsatta.



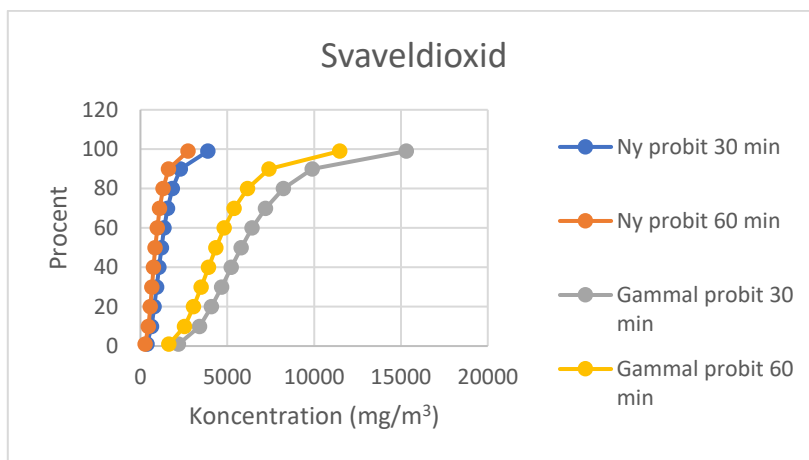
Figur 14: Relationen mellan koncentration och procent vid bruk av nya och gamla probitvärden för ammoniak



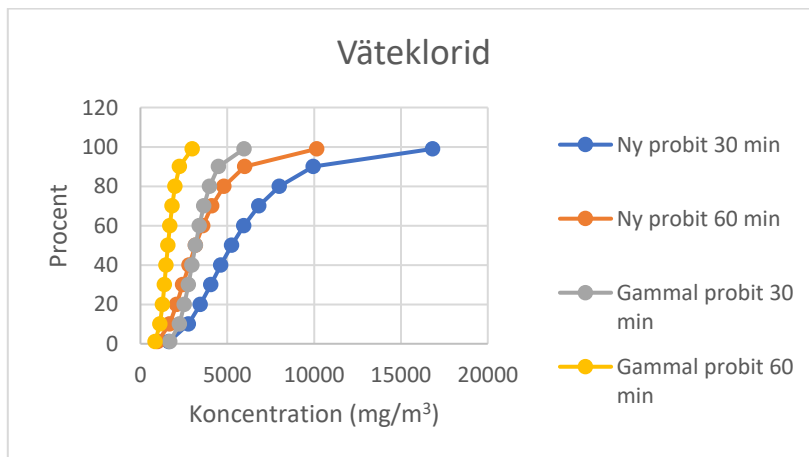
Figur 15: Relationen mellan koncentration och procent vid bruk av nya och gamla probitvärden för klor



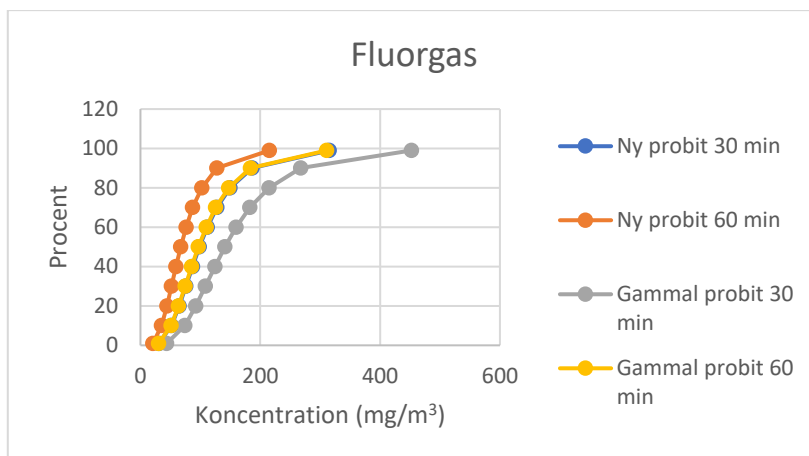
Figur 16: Relationen mellan koncentration och procent vid bruk av nya och gamla probitvärden för kolmonoxid



Figur 17: Relationen mellan koncentration och procent vid bruk av nya och gamla probitvärden för svaveldioxid



Figur 18: Relationen mellan koncentration och procent vid bruk av nya och gamla probitvärden för väteklorid



Figur 19:Relationen mellan koncentration och procent vid bruk av nya och gamla probitvärden för fluor

Tabell 13: Redovisning av LC50-koncentrationer samt skillnaden mellan gamla och nya LC50-koncentrationer

Ämne	LC50 60 minuter (mg/m ³)		Differens (mg/m ³)	Kvot (-)
	Ny	Gammal		
Ammoniak	6 150	3 838	2 312	1,60
Klorgas	217	868	-651	0,250
Kolmonoxid	3 431	4 047	-616	0,848
Svaveldioxid	856	4 348	-3 492	0,197
Väteklorid	3 166	1 586	1 580	2,00
Fluorgas	67	97	-30	0,691
Ämne	LC50 30 minuter (mg/m ³)		Differens (mg/m ³)	Kvot (-)
	Ny	Gammal		
Ammoniak	8 667	5 428	3239	1,60
Klorgas	422	1116	-694	0,378
Kolmonoxid	5 032	8 093	-306	0,621
Svaveldioxid	1 211	5 803	-4592	0,209
Väteklorid	5 252	3 172	2080	1,66
Fluorgas	98	141	-43	0,695

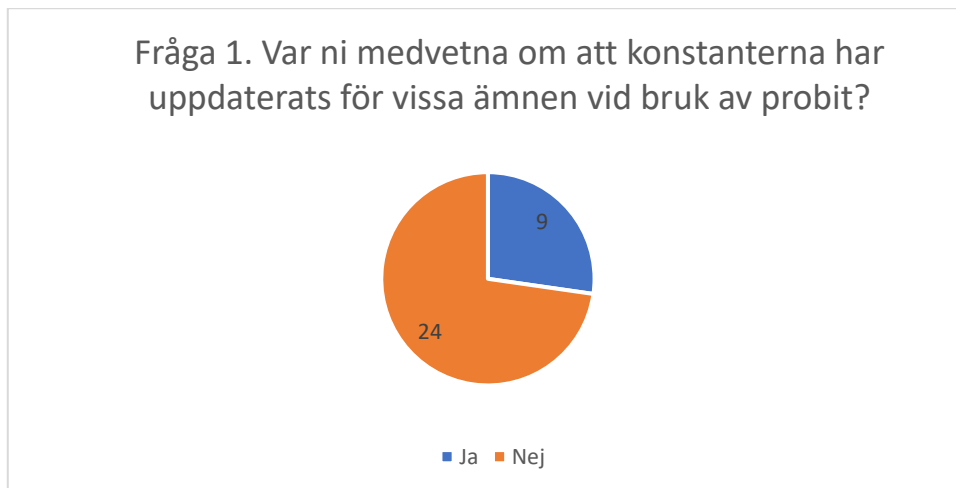
5.3. Beräkning av skyddsavstånd

I följande avsnitt presenteras inledningsvis svaren på enkätstudien som sedan legat till grund för att kvantifiera skillnaden mellan de gamla och nya probitfunktionerna i form av skyddsavstånd framtagna med hjälp av spridningsmodeller. I avsnitt 5.3.2 – 5.3.3 ingår även differens och kvot av avstånden. En positiv differens eller en kvot över 1 visar på att skyddsavståndet har ökat. En negativ differens eller en kvot under 1 visar på det motsatta.

5.3.1. Enkätresultat

Fråga 2b, 2c och 4 var utformade i form av fritextsvar för att eventuell viktig information inte skulle gås miste om. Fritextsvaren har sammanställts till lättöverskådliga figurer, tabeller och kortare summerande text. Enkätsvaren presenteras i sin helhet i Bilaga B.

Fråga 1.



Figur 20: Svarsfördelning på fråga 1.

I fråga 1 svarade nio av de 33 konsulterna att de innan deltagandet på enkäten var medvetna om att konstanterna för vissa ämnen hade förändrats vid bruk av probit.

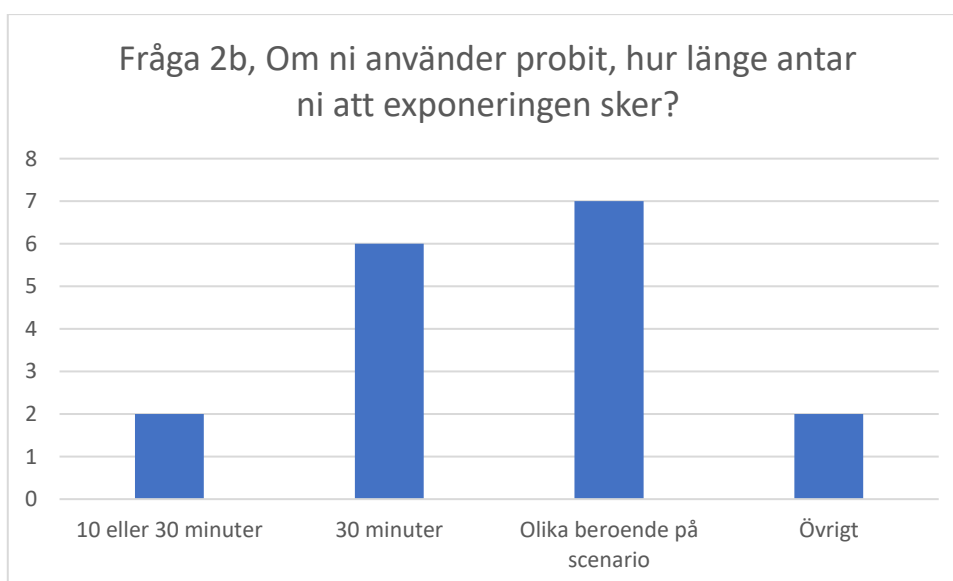
Fråga 2a.



Figur 21: Svarsfördelning på fråga 2a.

I fråga 2a svarade 16 av de 33 konsulterna att de använder sig av probit som ett verktyg för att skatta konsekvenser vid utsläpp.

Fråga 2b.



Figur 22: Svar på fråga 2b.

I fråga 2b svarade totalt 17 konsulter, där svaren grupperats i fyra kategorier:

- 10 eller 30 minuter,
- 30 minuter
- Olika beroende på scenario
- Övrigt

Konsulterna som svarade 30 minuter uppgav olika anledningar till valet av exponeringstiden.

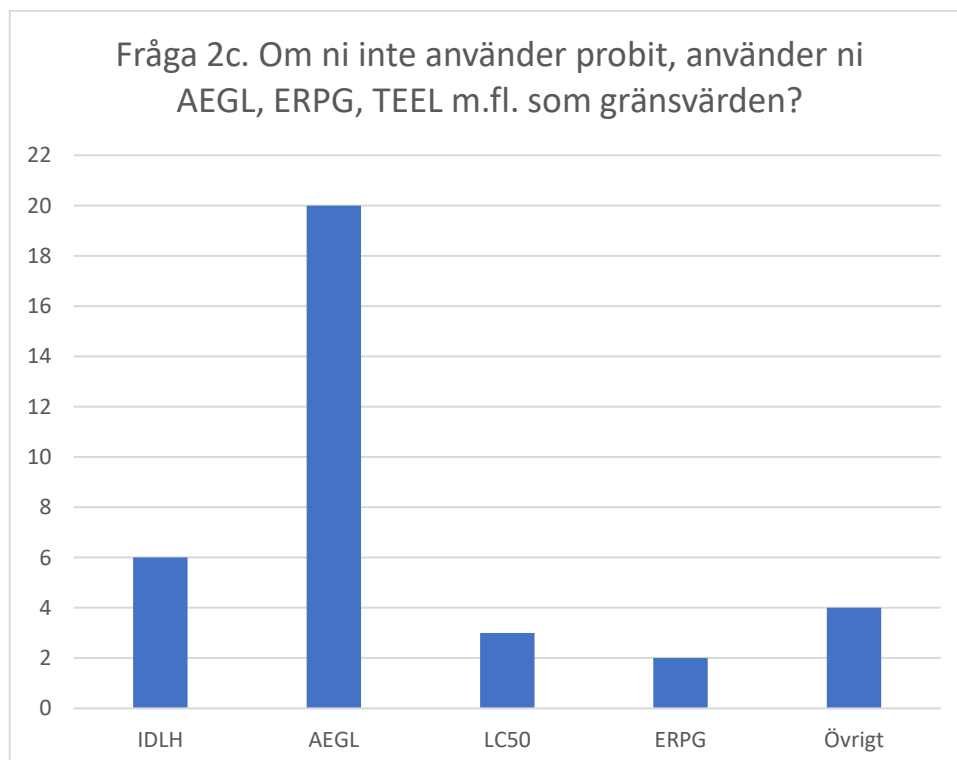
Några av de som utvecklade sina resonemang svarade enligt följande:

- ”Oftast 30 min, vanligen det MSB vill se enligt vår uppfattning”
- ”30 minuter alternativt att exponeringstiden antas motsvarar utsläppets varaktighet (det vill säga i fall då källstyrkans varaktighet understiger 30 minuter)”
- ”30 minuter. Personer som inte har omkommit inom 30 minuter antas ha evakuerat.”

Några av konsulterna som svarade att exponeringstiden är olika beroende på scenario och utvecklade sina svar enligt följande:

- ”Det beror lite från fall till fall. Beroende på ämne, typ av utsläpp och storlek på utsläpp, beroende på om personerna är inne/ute, vakna/sovande, 1a person eller 3e person.”
- ”Det beror ju på utsläppets karaktär. Använder dock probit ganska sporadiskt utan oftare AEGL.”
- ”Det baseras på utsläppets karaktär, men vi brukar normalt kika även på AEGL gränsvärden med och då också utifrån exponeringens längd sett till utsläppets karaktär och om personer kan förväntas sätta sig i säkerhet inom en viss tid och så vidare.”

Fråga 2c.



Figur 23: Svar på fråga 2c.

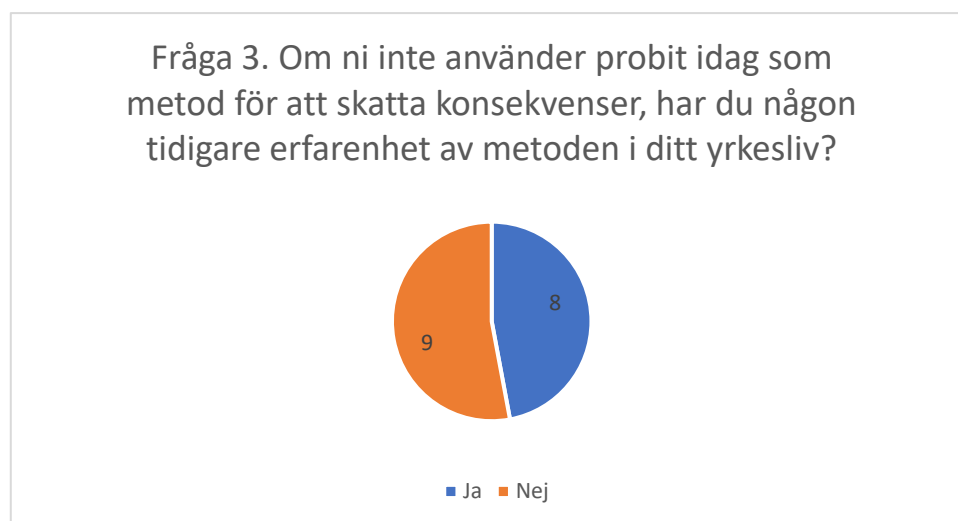
I fråga 2c svarade totalt 27 konsulter, där svaren har grupperats i fem kategorier:

- IDLH
- AEGL
- LC₅₀
- ERPG
- Övrigt

De enskilda fritextsvaren ger insikt i hur konsulterna resonerar kring val av gränsvärden:

- ”Ja, AEGL 3 och AEGL 2. I första hand dessa, men finns inte för alla ämnen så då probit.”
- ”Ibland använder vi AEGL 3 30min-värden för att kommunicera konsekvensavstånd då myndigheter ofta efterfrågar det som komplement till individriskkonturer och fN-kurvor.”
- ” Ja, också beroende på projekt och förutsättningar. Ibland använder vi probit, ibland använder vi AEGL, IDLH, LC50 mm beroende på syfte. Detta sker normalt i samråd med både kund och vid behov lokal räddningstjänst.”
- ”Vi använder även AEGL i vissa fall som komplement till probit.”
- ”Vi använder oftast AEGL. Vi kan använda probit ifall kunden önskar det.”
- ”Vi använder ofta probit och AEGL i samma analys.
- ”Utöver Probit använder vi i vissa projekt även AEGL, IDLH.”
- ”Främst AEGL för 3e person men även ERPG där AEGL värden saknas. IDLH används för att bedöma möjligheten för flykt för arbetare.”

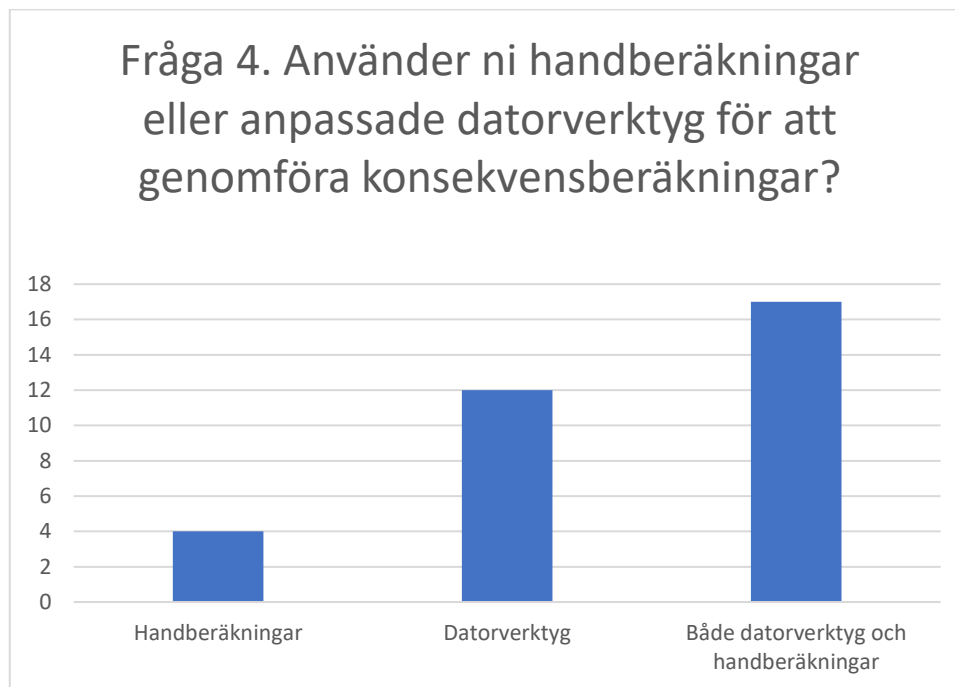
Fråga 3.



Figur 24: Svarsfördelning på fråga 3.

I fråga 3 svarade de 17 konsulter som i fråga två uppgav att de inte använder sig av probit för att skatta konsekvenser i dagsläget på om de har någon tidigare erfarenhet av metoden i deras yrkesliv. På detta svarade åtta att de hade tidigare erfarenhet av probit.

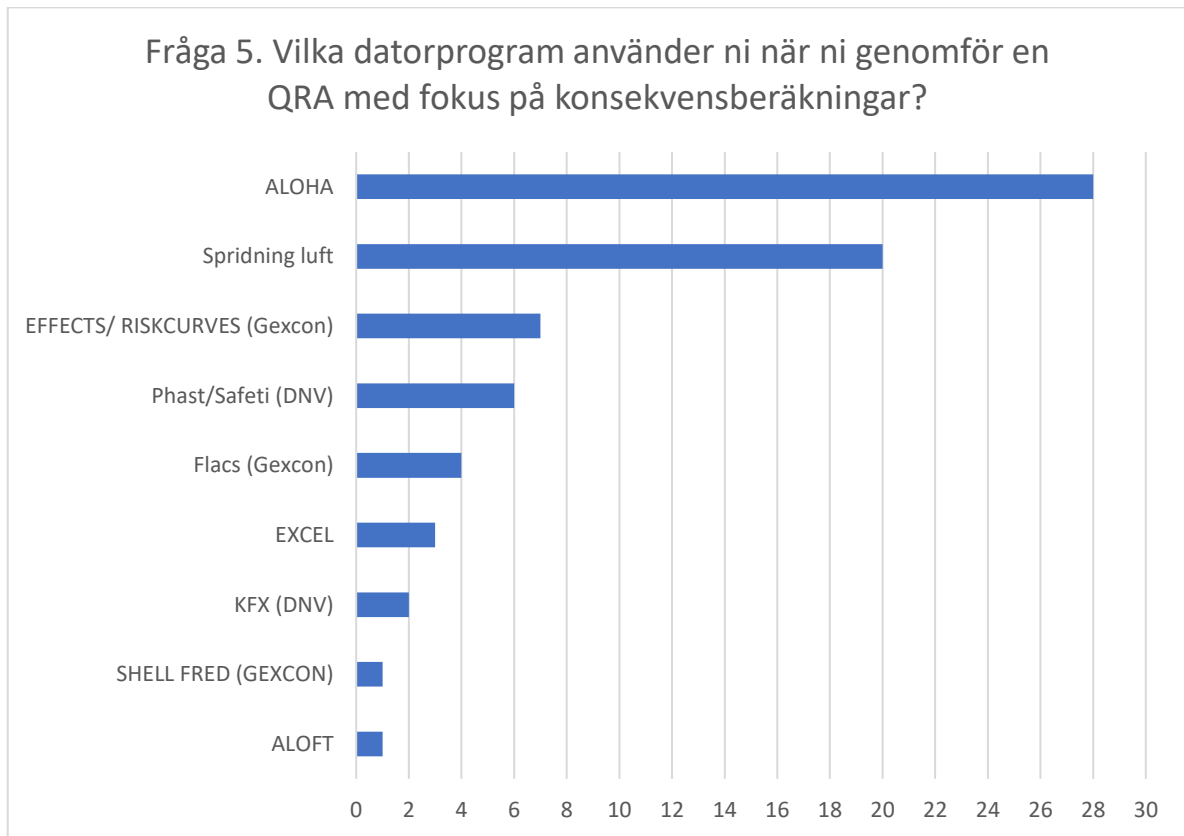
Fråga 4.



Figur 25: Svar på fråga 4.

I fråga 4 svarade konsulterna på frågan om de använde sig av handberäkningar eller datorverktyg för att genomföra konsekvensberäkningar. Fritextsvar har sammanställts till de tre kategorierna ovan.

Fråga 5.



Figur 26: Svar på fråga 5.

I fråga 5 svarade samtliga 33 konsulter på frågan om vilka beräkningsverktyg de nyttjar för att skatta konsekvenser vid en QRA. Cirka 85% av konsulter nyttjar ALOHA, 61% nyttjar Spridning luft, 21% nyttjar EFFECTS/RISKCURVES, 18% nyttjar PHAST/Safeti, 12% nyttjar FLACS, 6% nyttjar KFX, och ALOFT samt SHELL FRED nyttjas av 3% vardera. 9% av konsulterna svarade dessutom att de nyttjar EXCEL.

Den kompletterande litteraturoversikten beskriven i kap. 2.1 gav priset för respektive beräkningsverktyg. I Tabell 14 presenteras priset för en licens som sträcker sig över ett år. För samtliga beräkningsverktyg förutom Spridning luft angavs priserna i euro, dollar eller pund. Omvandlingen från Euro, Dollar och Pund till SEK skedde enligt valutakursen som gällde den 26e januari 2023. Dessa kurser stod då i att ett pund motsvarar 12,72 SEK, en dollar motsvarar 10,27 SEK och en euro motsvarar 11,18 SEK.

Tabell 14: Kostnad av respektive licens.

Beräkningsverktyg	Licenskostnad i SEK per år
ALOFT	- (NIST, 2022)
ALOHA	0 (EPA, 2022)
EFFECTS/RISKCURVES (GEXCON)	132 997 (Smart, 2023)
FLACS (GEXCON)	164 320 (Smart, 2023)
KFX (DNV)	381 600 (Torres, 2023)
PHAST/Safeti (DNV)	592 081 (DNV, 2023)
Shell Fred (GEXCON)	231 075 (Smart, 2023)
Spridning luft	900 (MSB, 2023)

Litteraturoversikten gav att beräkningsverktyget ALOFT:s licens i dagsläget är gratis, däremot uppgav programutvecklaren NIST år 2011 att den är utdaterad och av dem klassas som en arkiverad programvara vars syfte främst är att vara en referens eller av historiskt intresse över hur utvecklingen av datoriserade program har fortskridit på NIST (NIST, 2011). Efter mailkorrespondens med anställd på NIST, framkom det att ALOFT inte går att köra på moderna datorer med Windows 7 och senare versioner som operativsystem (McGrattan, 2023). McGrattan (2023) uppger även att ALOFT inte längre är en av de bästa modellerna för spridning av gaser på marknaden och informerar att den var användbar för 30 år sedan och att ingen större vikt ska läggas mjukvaran i dagsläget.

Priserna för programmen EFFECTS/RISKCURVES, FLACS, Shell Fred och KFX gäller för de akademiska licenserna, vilket antas vara de billigaste versionerna av programvarorna (Smart, 2023; Torres, 2023).

Övriga resultat från enkät.

Enkätensvaren resulterade i att 16 konsulter aktivt nyttjar verktyget probit, motsvarande cirka 48% av enkätdeltagarna, åtta konsulter har tidigare erfarenhet av verktyget, motsvarande cirka 24%. Totalt sett hade 24 av de 33 tillfrågade konsulterna någon form av erfarenhet med avseende på probit, vilket motsvarar cirka 73%.

Av de 16 konsulter som aktivt arbetar med probit var det tre av dem som var medvetna om de nya rönen från Nederländerna, motsvarande cirka 19%. Av de åtta konsulter som tidigare har yrkeslivserfarenhet av probit men som inte aktivt arbetar med probit var det fyra som var medvetna om de aktiva rönen, motsvarande 50%. Slutligen var det två av de nio konsulter som

varken nyttjar verktyget aktivt eller har tidigare yrkeslivserfarenhet av verktyget som var medvetna om de nya rönen, motsvarande cirka 22%.

5.3.2. ALOHA

Tabell 15: Avstånd till LC₅₀-koncentrationer från tabell 13 vid bruk av ALOHA

Ämne	ALOHA (m)		Riskdifferens (m)	Kvot (-)
	Ny	Gammal		
Ammoniak	142	184	-42	0,772
Klorgas	1 300	598	702	2,17
Kolmonoxid	274	246	28	1,11
Svaveldioxid	857	235	622	3,65
Väteklorid	252	374	-122	0,674
Fluorgas	2 500	2 000	500	1,25

I Tabell 15 ser vi att de ämnen som fått störst förändring som ett resultat av nya probitvärden är klorgas, svaveldioxid och fluorgas. Förändringen i skyddsavstånd som krävs uppgår till 702, 622 och 500 meter för dessa tre ämnen vid bruk av ALOHA, vilket motsvarar en kvot på 2,17, 3,65 och 1,25.

5.3.2. Spridning luft

Tabell 16: Avstånd till LC₅₀-koncentrationer från tabell 13 vid bruk av Spridning luft

Ämne	Spridning Luft (m)		Riskdifferens (m)	Kvot (-)
	Ny	Gammal		
Ammoniak	114	136	-22	0,838
Klorgas	459	270	189	1,70
Kolmonoxid	X	X	X	X
Svaveldioxid	231	117	114	1,97
Väteklorid	45	59	-14	0,763
Fluorgas	X	X	X	X

I Tabell 16 ser vi att de ämnen som fått störst förändring som ett resultat av nya probitberäkningar är klorgas och svaveldioxid. Förändringen i skyddsavstånd uppgår till 189 och 114 meter vid bruk av Spridning luft, vilket motsvarar en kvot på 1,70 och 1,97. På grund av de begränsningar som finns i programmet kunde ej kolmonoxid och fluorgas simuleras och är därför ej redovisade i denna tabell.

5.3.3. Handberäkningar enligt FOA

Tabell 17: Avstånd till LC₅₀-koncentrationer från tabell 13 vid bruk av handberäkningar.

Ämne	Handberäkningar (m)		Riskdifferens (m)	Kvot (-)
	Ny	Gammal		
Ammoniak	84	114	-30	0,737
Klorgas	1 193	535	658	2,23
Kolmonoxid	166	153	13	1,08
Svaveldioxid	510	228	283	2,24
Väteklorid	211	304	-93	0,694
Fluorgas	2 551	1 967	584	1,30

I Tabell 17 ser vi att de ämnen som fått störst förändring som ett resultat av nya probitberäkningar är klorgas, svaveldioxid och fluorgas. Förändringen i skyddsavstånd uppgår till 658, 283 och 584 meter vid bruk av den handberäkningar som finns presenteras i FOA handboken. Dessa avstånd motsvarar en kvot på 2,2, 2,24 och 1,3.

En sammanställning av de resultaten erhållna i Tabell 15– Tabell 17 redovisas i Tabell 18.

Tabell 18: Sammanställning av resultat från tabell 15–17 för exponeringstiden 60 minuter.

Ämne	ALOHA (m)		Spridning luft (m)		Handberäkningar (m)	
	Ny	Gammal	Ny	Gammal	Ny	Gammal
Ammoniak	142	184	114	136	84	114
Klorgas	1 300	598	459	270	1 193	535
Kolmonoxid	274	246	X	X	166	153
Svaveldioxid	857	235	231	117	510	228
Väteklorid	252	374	45	59	211	304
Fluorgas	2 500	2 000	X	X	2 551	1 967

5.4. Känslighetsanalys

För att härleda nya probitvärden och konstanter nyttjades studier för djur och applicerandet av säkerhetsfaktorer som baseras på kvalitén på den tillgängliga informationen. Det är därför av intresse att undersöka eventuella förändringar i probit som kan uppstå om mer information blir tillgänglig via vidare forskning. Efter en jämförelse av Tabell 7–Tabell 12 framgår det att fluorgas och svaveldioxid är de ämnen som har minst forskningsunderlag och att väteklorid är den substans med mest forskningsunderlag. Säkerhetsfaktorerna som används för dessa ämnen återges i Tabell 19.

Tabell 19: Säkerhetsfaktorer för väteklorid, fluorgas och svaveldioxid.

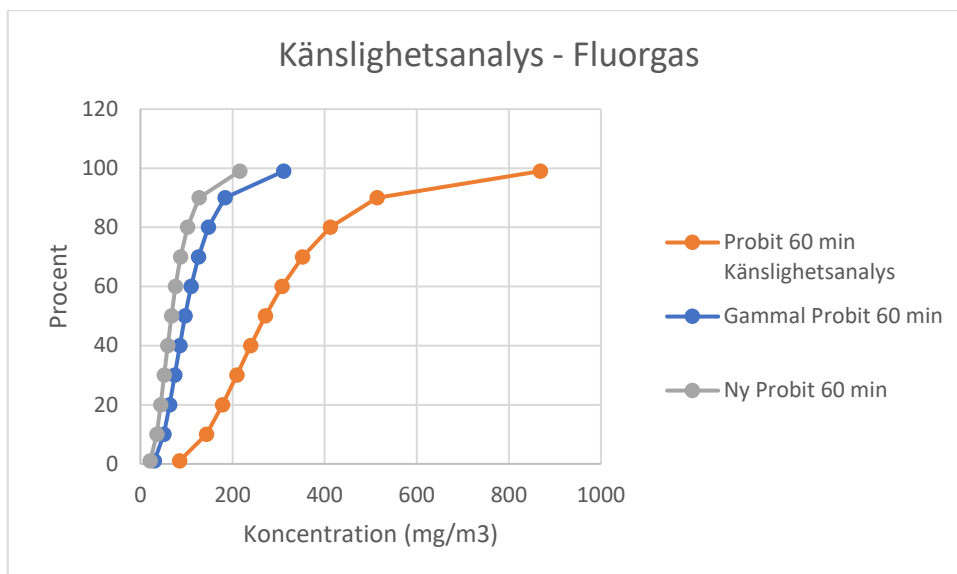
Ämne	Säkerhetsfaktor för extrapolering djur - människa	Säkerhetsfaktor för nominell koncentration	Säkerhetsfaktor för tillgång till data
Väteklorid	1	1	1
Fluorgas	2	1	2
Svaveldioxid	3	1	2

Säkerhetsfaktor för extrapolering djur-människa bedöms efter hur lika vi är med de djur som genomgått testerna. Ju mer olika människor är i jämförelse med de djur som genomgått försök, desto högre säkerhetsfaktor för extrapolering djur-människa. Säkerhetsfaktorn för nominell koncentration bedöms efter hur väldokumenterade de uppmätta koncentrationerna är och säkerhetsfaktorn för tillgång till data bedöms efter hur många A-C studier som genomförts. Skulle vidare data kring fluorgas och svaveldioxid komma fram och likställa detta med de säkerhetsfaktorer som finns för väteklorid, samtidigt som de båda ämnernas konstanter inte förändras, skulle värdena i Tabell 20 erhållas.

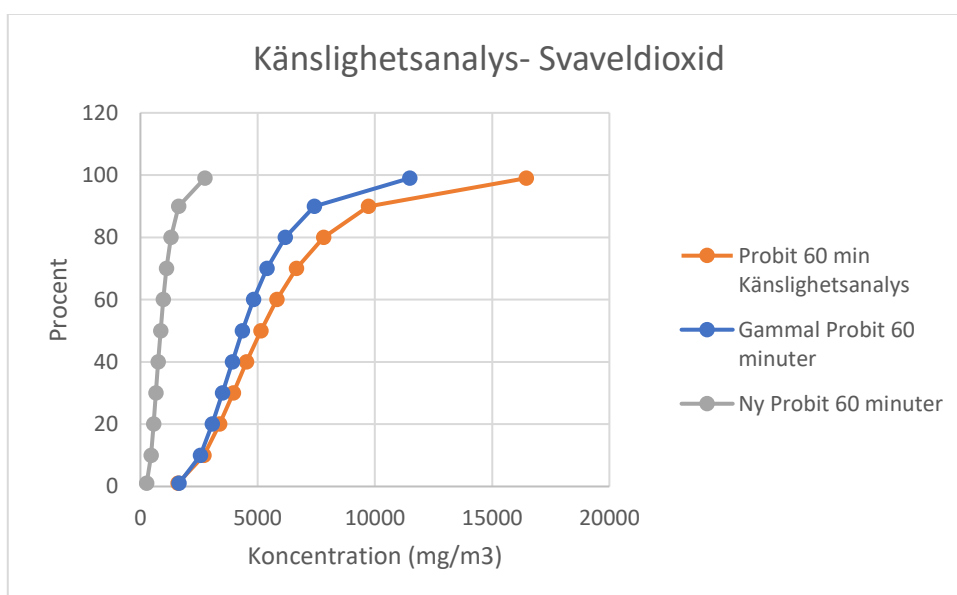
Tabell 20: Indata känslighetsanalys för fluor och svaveldioxid.

Variabel	Fluor	Svaveldioxid
a	-14,29 mg/m ³	-21,18 mg/m ³
b	2	1
n	1,82	2
t	60 min	60 min

Ur detta erhålls Figur 27 och Figur 2829 vilket jämför LC_x-fördelningen om probitfunktionen hade haft konstanterna i Tabell 20 istället för de i Tabell 10 och Tabell 12.



Figur 27: Känslighetsanalys för fluorgas.



Figur 28: Känslighetsanalys svaveldioxid.

Ur dessa kurvor hämtas LC₅₀ värdet vid 60 minuter som uppgår till ca 271 mg/m³ för fluorgas och ca 5129 mg/m³ för svaveldioxid vilket resulterar i nya acceptanskriterier för LC₅₀ vilket redovisas i Tabell 21.

Tabell 21: Känslighetsanalys - LC₅₀

Ämne	LC ₅₀ 60 minuter (mg/m ³)		Differens (mg/m ³)	Kvot (-)
	Ny	Gammal		
Svaveldioxid	5 129	856	4 273	5,99
Fluorgas	271	67	204	4,04

Dessa nya acceptanskriterier har sedan simulerats i ALOHA och Spridning luft samt beräknats med handberäkningar. Resultatet redovisas i Tabell 22.

Tabell 22: Känslighetsanalys - Simuleringar.

Ämne	Beräkningsmetod	Skyddsavstånd (m)	Skillnad mot ursprungligt resultat (m)	Kvot (-)
Fluor	ALOHA	1 100	-1 400	0,44
	Spridning luft	-	-	-
	Handberäkningar	1 151	-1 400	0,45
Svaveldioxid	ALOHA	214	-643	0,25
	Spridning luft	110	-121	0,48
	Handberäkningar	212	-298	0,42

6. Diskussion

I detta kapitel kommer arbetets tillvägagångsätt, resultat och eventuella brister att diskuteras. Kapitlet är uppdelat i tre delkapitel, i den första delen diskuteras själva enkäten, i den andra delen diskuteras probit och i den tredje diskuteras de olika beräkningsmetoderna.

6.1. Enkät

Enkäten som skickades ut till 154 konsulter på 37 konsultföretag belägna i olika delar av Sverige resulterade i att återkoppling av något slag mottogs från 67 konsulter utspridda på 31 konsultföretag. Av dessa 67 konsultåterkopplingar mynnade 33 av dessa ut i enkätsvar, medan motsvarande förhållande för konsultföretagen såg resulterade i att 22 konsultföretag representerades i enkäten. Enligt resonemanget i resultatkapitlet så ledde detta till att enkätsvarsfrekvensen uppgick till 60%, respektive 81% för konsulter och konsultföretag. Det kan med andra ord utrönas att mer än hälften av konsulterna som återkopplade dessutom svarade på enkäten och än viktigare var att fyra femtedelar av samtliga konsultföretag som återkopplade dessutom representerades i enkäten. Detta anses vara en mycket bra täckning och därav anses svaren i enkäten vara representativa för konsultbranschen i sin helhet i Sverige. Utifrån enkäten så kunde det urskiljas att de vanligast förekommande verktygen hos konsulterna var ALOHA (85%) och Spridning Luft (61%) och detta dessutom med god marginal över det tredje mest använda alternativet EFFECTS/RISKCURVES (21%). Detta tyder på att resultatet sannolikt inte skulle förändras nämnvärt med fler svar från konsulter och företag, då det skulle krävas att en överhängande majoritet av de nya svaren endast nyttjar EFFECTS/RISKCURVES för att förändra denna procentfördelning. Av de 154 tillfrågade saknades återkoppling från totalt 87 konsulter. Hur stor fördelningen av respektive kategori är som avslutat sin anställning, tagit tjänstledigt, gått i pension eller sett förfrågan om att delta och aktivt valt att ignorera förfrågan är i det närmaste omöjligt och dessa uteblivna svar har således också valts att ses som just detta-uteblivna svar som inte tas hänsyn till vid uppskattning av svarsfrekvenser.

Svaren på enkätens första fråga *"Var ni medvetna om att konstanterna har uppdaterats för vissa ämnen vid bruk av probit?"* renderade i att sammanlagt nio av de 33 tillfrågade konsulterna var medvetna om de nya rönen från Nederländerna. Detta kopplat med fråga 2a *"Använder ni probit som verktyg för att skatta konsekvenser vid utsläpp?"* samt fråga 3 *"Om ni inte använder probit idag som metod för att skatta konsekvenser, har du någon tidigare erfarenhet av metoden i ditt yrkesliv?"* visade att ungefär 19% av konsulter som arbetar med probitfunktioner aktivt var

medvetna om de uppdaterade probitkonstanterna. Denna andel av konsulter som var medvetna om förändringen var betydligt lägre än de 50% av konsulterna som har tidigare erfarenhet av probitfunktionerna och även lägre än de 22% av konsulterna som inte har någon form av erfarenhet av probit. De procentuella skillnaderna bland konsulterna med olika erfarenhetsgrad kan bero på att det var färre svarande i kategorierna med högre medvetandeandel. En annan anledning till att de konsulter som har tidigare erfarenhet av probitfunktionerna har bättre insikt i att dessa har uppdaterats kan vara för att de har mer erfarenhet av arbetssättet och att de tillhör ett nätverk där de hålls uppdaterade av tidigare eller aktiva kollegor.

I enkätens fråga 2b ”*Om ni använder probit, hur länge antar ni att exponeringen sker?*” mottogs blandade svar som till stor del kan summeras i att exponeringstiden av ämnet som människor utsätts för är starkt beroende på hur scenariot ser ut. Det går dock att utröna att konsulterna har olika anledningar till att en viss tid ansätts som standard eller hur exponeringstiden kan variera beroende på hur scenariot ser ut. Av de konsulter som uppgav att de varierar exponeringstiden beroende på hur scenariot ser ut la vissa av konsulterna större vikt på huruvida personer kunde sätta sig i säkerhet alternativt att begränsa längden på utsläppet. Vissa av konsulterna fokuserade snarare på om personerna befann sig inom- eller utomhus och att det faktiska utsläppets varaktighetstid om källstyrka understiger 30 minuter. Även hos de konsulter som uppgav att de ansätter 30 minuter som standard hade olika motiveringar till detta, där en av konsulterna angav att det är vad MSB vill se medan ett par andra uppgav att det antingen är standardvärdet som beräkningsprogrammet ansätter eller att personer som inte har omkommit inom 30 minuter förutsätts ha evakuerat. Vad som kan tydas utifrån detta är att ett specifikt scenario skulle kunna ha olika exponeringstider beroende på vilken konsult och vilket konsultföretag som genomför analysen.

I enkätens fråga 2c ”*Om ni inte använder probit, använder ni AEGL, ERPG, TEEL m.fl. som gränsvärden?*” mottogs övervägande svar om att konsulterna använder sig av AEGL antingen kompletterande med probit eller att den används enskilt. En övervägande andel uppger att de vid AEGL med kompletterande probit då antingen använder dem i samma analys eller att de använder probitvärden för ämnen där AEGL-värden inte finns att tillgå. Gränsvärdet IDLH var också relativt förekommande bland konsulterna men då främst för att bedöma möjligheterna till flykt hos arbetare och då främst som ett komplement till AEGL. De två vanligast förekommande gränsvärdena kan fastslås vara AEGL och probit, och tillsammans med svaren på fråga 2a och 3 kan det tydas att probit är ett populärt verktyg att nyttja vid konsekvensberäkningar. Då majoriteten av svaren i fråga 2c uppgav att de nyttjade AEGL som gränsvärde inkluderades

AEGL 3 vid simuleringarna i programmen ALOHA och Spridning luft. Dessa värden och jämförelsen med de nya och gamla värdena från probit går att finna i Bilaga D. Dessa resultat har inte presenterats i rapportens resultatdel då en jämförelse mellan gränsvärden inte ingick i frågeställningarna som arbetet syftade att besvara. Värt att beakta är även att analysens syfte påverkar valet av gränsvärde. En analys som syftar till att undersöka risk för boende personer nära en anläggning som handskas med kemiska ämnen kommer med största sannolikhet nyttja AEGL-3 eller LC_x (som är probithärledd) -gränsvärden medan IDLH-gränsvärdet med största sannolikhet kommer nyttjas i analyser för att bedöma flyktmöjligheten för personal på anläggningen. Detta är något som tydligt kunde urskiljas i fritextsvaren från konsulterna. Utifrån de båda styckena ovan kan det urskiljas att den slutgiltiga analysens resultat om till exempel godkänt skyddsavstånd från verksamhet som hanterar toxiska ämnen kan skilja sig även om konsulterna nyttjar samma modell för spridning, då det inte finns någon typ av standard när det gäller val av exponeringstid, gränsvärde eller liknande. Då dessa är aspekter, som nämnt ovan, kan komma att behöva varieras beroende på hur scenariot ser ut så är det inte rimligt att ställa krav på att de ska hanteras på ett preskriptivt sätt likt hur effektmodellering generellt hanteras i Nederländerna. Vad svaren från enkätstudien däremot belyser så är det att det finns en stor risk att resultaten i riskanalyser genomförda av olika utövare kan komma att skilja sig betydande från varandra då olika val och antaganden genomförs, trots att analyserna kan ha i stort sett samma utredningssyfte.

För att kartlägga vilka beräkningsmetoder och datorverktyg som används bland konsultföretagen i Sverige nyttjades enkätens fjärde och femte fråga, ”Använder ni handberäkningar eller anpassade datorverktyg för att genomföra konsekvensberäkningar?” respektive ”Vilka datorprogram använder ni när ni genomför en QRA med fokus på konsekvensberäkningar?”. Det är tydligt att majoriteten konsulter använder sig av datoriserade beräkningsprogram för att undersöka konsekvenser vid utsläpp, där 29 av 33 konsulter uppger att de antingen endast använder sig av datorprogram eller handberäkningar som komplement till datorprogram. Denna siffra vida överstiger de som endast använder sig av handberäkningar, vilket uppgår till totalt 4 konsulter. Anledningen till detta antas vara att det är enklare att genomföra omfattande analyser i datoriserade program än i handberäkningar vilket effektiviserar konsultens arbete. Ett stort antal konsulter uppgav i sina fritextsvar att handberäkningar främst nyttjas för enklare överslag och grovanalyser, medan de mer omfattande och fullskaliga analyserna genomfördes i någon form av datoriserad beräkningsmodell. Vad som kan utrönas av resultatet är att datorverktyg är ett

vedertaget tillvägagångssätt vid skattning av konsekvenser, även om handberäkningar som tillvägagångssätt fortfarande fyller en funktion vid konsekvensskattningar.

Ur Figur 26 är det tydligt att programmen ALOHA och Spridning luft är de överlägset mest nyttjade datorverktygen, följt av de kommersiella datorprogrammen. Beaktningsvärt är att det enda aktivt uppdaterade simuleringsprogrammet som inte kräver betald licens även är det mest använda, det vill säga ALOHA. Det näst mest förekommande simuleringsprogrammet Spridning luft är det verktyg som har lägst licensavgift per år och uppgår till 900 kronor. De efterföljande simuleringsverktygen kräver betydligt mer kostsamma licenser där samtliga program överstiger en årlig kostnad på 130 000 kronor, där kostnaden för programmen EFFECTS/RISKCURVES, FLACS, Shell Fred och KFX gäller för en akademisk licens. Denna licens antas vara billigare än den licens ett konsultföretag behöver lösa för att få tillgång till programmet. En anledning till att ALOHA och Spridning luft används av majoriteten konsulter kan bero på avsaknad av större licenskostnader, där det skulle krävs ett större antal projekt där de mer kostsamma programmen behöver nyttjas för att rättfärdiga den höga licenskostnaden. Då det i Sverige inte finns någon lagstadga för hur en riskanalys ska genomföras kan det därav vara förståeligt att vissa konsultföretag väljer bort programmen med dyrare licenser till förmån för de billigare alternativen. Detta påstående är något som styrks i ett av fritextsvaren som tillhör fråga fem, vilket lyder ”*[f]underat på att investera i EFFECTS, men det är för hög årskostnad för en konsult som endast använder programmet ett mindre antal gånger per år*”. En annan anledning till att ALOHA och Spridning luft är de vanligaste programmen kan vara då de är användarvänliga och har en lägre inlärningströskel än till exempel PHAST som är ett CFD-baserat beräkningsprogram. Även om ett program är mer kostsamt innebär det inte nödvändigtvis att det kommer generera bättre eller mer verklighetstroga resultat, då detta resultat är beroende av användarens erfarenhet och kunskap. I kurserna som ges ut på Lunds universitet för brand/riskriskingenjörer är det endast de icke-kommersiella simuleringsprogrammen, det vill säga ALOHA och Spridning luft, som inkluderas i undervisningen. Detta kan leda till att konsulten lutar åt att använda sig av ett program den redan har grundläggande kunskap i, en sorts *familiarity bias*. Värt att notera är dock att konsultföretagen inte nödvändigtvis själva behöver lösa en licens för de mer kostsamma beräkningsprogrammen, utan kan i sin tur anlita företagen som tillhandahåller programmen, till exempel GEXCON och DNV, som i sin tur genomför simuleringen eller simuleringarna. Detta styrks från svaret ” (...) *Vi beställer CFD-simuleringar från Gexcon och DNV, har inte de programmen själva*”. Värt att påpeka är att val av simuleringsverktyg inte enbart skiljer sig från företag till företag, utan det förekommer även en

intern skillnad inom konsultföretagen. Detta kan bero på att företagen har kontor som är utspridda i olika delar av landet, men det är ändå en intressant aspekt som bör lyftas.

En enkätstudie har svagheter såväl som styrkor, där den främsta styrkan ligger i att resultat från ett större stickprov av populationen går att studera på ett kvantifierbart och följsamt sätt. Detta genom att identiska frågor går att skicka ut till så många personer som möjligt. Ur detta följer däremot en av enkätstudiens svagheter, där var och en av enkätdeltagarna själva måste tolka frågan som ställs och därav finns risken att frågan misstolkas om beskrivningen av denna inte är väl formulerad. För att minimera risken för detta skickades enkäten ut till en testgrupp om 12 personer, med varierande bakgrund och utifrån deras återkoppling förbättra och förtydliga frågorna. En annan potentiell svaghet hos enkätstudier är även denna kopplad till hur frågorna ställs. Efter en noggrannare genomläsning av de frågor som lyftes i detta arbetes enkätstudie så skulle det kunna motiveras att vissa av dem har en ledande karaktär, detta trots att frågorna bearbetades innan de skickades ut till enkätdeltagarna. För att minska den ledande karaktären skulle till exempel den ena frågan ha kunnat inledas med ”Vilka probitkonstanter använder ni er av” istället för ”Var ni medvetna om...?”. Detta är däremot något som inte bedöms ha färgat svaren i den omfattning att det slutgiltiga resultatet för det som arbetet syftat till att undersöka skulle ha blivit lidande. En enkätstudies resultat säger egentligen bara något om verkligheten om svarsfrekvensen har en tillräckligt god täckning. För att få ett godtagbart resultat krävs det till exempel att enkäten inte tar för lång tid att genomföra. Detta då tillfrågade personer kanske väljer att avstå från att svara då de inte har tid. En ytterligare svaghet med denna form av studie är att till skillnad från en intervjustudie så går det inte att följa upp eller be personen att förtydliga alternativt förklara ett svar de ger i realtid. För att hantera detta nyttjades fråga sex i enkäten, se Bilaga A. Här uppmuntrades enkätdeltagarna lämna sina kontaktuppgifter för en eventuell uppföljning. Då samtliga svar ansågs ge godtagbar information var detta inget som nyttjades.

6.2. Probit

Resultatet i Tabell 13 visar på en stor förändring i skyddsavstånd baserat på de nya probitfunktionerna som härletts i arbetet. Kopplas detta samman med den valda definition av risk som brukats “*Risk is uncertainty about and severity of the consequences of an activity with respect to something that humans value*”, kan påståendet göras att det råder en tvetydighet om ett generellt påstående skulle göras om att risken har minskat som följd av de nya probitfunktionerna. Det är fullt möjligt att påstå att osäkerheterna har minskat som följd av de

säkerhetsfaktorer som tagits hänsyn till vid härledningarna av probitfunktionerna då dessa sätter stränga kriterier på urvalet av studier som brukats. Hanteringen av osäkerheter som följer av till exempel djurförsök och den extrapoleringen som görs från djur till människa ingår i dessa säkerhetsfaktorer. De nya probitfunktionerna som härletts analyserar även kritiskt kvalitén på de studier som genomförts. Med detta tillvägagångsätt hanteras då data baserat på test utförda med utrustning och teststandards som med moderna mått mätta inte är aktuella att bruka.

Forskningsunderlaget och säkerhetsfaktorernas betydelse går tydligt att se i den känslighetsanalys som genomförts där bra underlag genererar en stor förändring kring de ämnen där större osäkerheter råder.

I samband med att osäkerheterna minskar som följd av säkerhetsfaktorerna ligger det i naturen att eventuella konsekvenser som följer av ett utsläpp förändras då koncentrationen som krävs för att orsaka dödsfall kommer att förändras. Däremot behöver en analys göras per ämne för att faktiskt kunna påstå att risken har minskat eller ökat. Har den framräknade LC_{50} -koncentrationen minskat kommer det krävas mindre av en viss substans för att denna ska vara dödlig, har den ökat kommer det krävas mer. En minskning syntes i fyra av sex ämnen, där den största minskningen i LC_{50} -koncentration uppgick till en femtedel av det gamla värdet. Med andra ord har detta ämne blivit fem gånger farligare enligt de nya rönen. Påståendet att risken minskat för ett sådant ämne som blivit farligare blir då tvetydigt då de två aspekterna i definitionen av risk (osäkerhet och konsekvens) ställer sig i motsatt förhållande till varandra. Det är även värt att lyfta att osäkerheterna nödvändigtvis inte blivit mindre för att forskare från Nederländerna applicerat säkerhetsfaktorer för att härleda nya probitfunktioner för människor. Den epistemiska osäkerheten har inte nödvändigtvis minskat då inga djurförsök har genomförts i modern tid och därmed kan ingen ny kunskap hävdas utifrån moderna experiment. För att minska den epistemiska osäkerheten hade nya experiment behövt genomföras, men detta kan vara svårt på grund av den etiska aspekten som finns sammankopplad med djurförsök. Den aleatoriska osäkerheten är även den svår att göra något åt då den är styrd av slumpen. Vi kanske har blivit bättre på att handskas med de osäkerheter som föreligger, men det betyder nödvändigtvis inte att de minskat.

Vidare kan hanteringen av säkerhetsfunktioner diskuteras. I nuläget brukas diskreta variabler för att hantera de osäkerheter som kommer med djurförsök och härleda probitkonstanterna. Hade dessa säkerhetsfaktorer istället utgått ifrån kontinuerliga variabler hade ett intervall av probitkonstanter kunnat genereras och genom detta hade osäkerheterna istället blivit ett spektrum, istället för en diskret variabel som ska representera ett konservativt verktyg mot

osäkerheter. Detta anses kunna vara ett alternativ som är gynnsamt om verktyget probit ska utvecklas då detta intervall ger en ram att arbeta inom. Å andra sidan, härledningen av nya probitkonstanter grundade sig i att Nederländerna ville gå mot ett mer standardiserat tillvägagångssätt och ett intervall av värden anses kontraproduktivt i detta syfte. Vidare hade man alltid kunnat ignorera säkerhetsfaktorerna helt och istället enbart utgå från ett intervall av probitkonstanter, till exempel variera dessa med $\pm 20\%$. Återigen anses en variation av konstanter vara kontraproduktivt ur ett standardiseringsperspektiv.

I nuläget är det inget krav i Sverige att bruka de nya probitkonstanterna och vi ser gärna att detta ändras utifrån de resultat som erhållits. Riskhanteringsarbetet blir mer harmoniserat med andra länder och med detta blir det riskförebyggande arbetet nationsöverskridande. Utöver detta får vi även en harmonisering inom landet vilket har efterfrågats inom processindustrin.

Det är även värt att beakta att probit heller inte är det enda verktyget för att uppskatta antalet döda och har sina begränsningar i den tidigare nämnda osäkerheten. Koncept som FED och FEC är alternativa metoder som kan nyttjas för att härleda LC_x värden främst för ämnen som kolmonoxid, koldioxid och vätecyanid. Dessa metoder syftar främst till att nyttjas för att undersöka ämnen som kan uppstå vid bränder och är därav inte verifierade eller validerade för ämnen som till exempel ammoniak och väteklorid och har dels därav inte använts i jämförande syfte med probitfunktionerna i detta arbete, dels då jämförelse med alternativa metoder står utanför arbetets syfte och målbild.

6.3. Spridningsmodeller

Ur information i Tabell 15 - Tabell 17 kan det fastslås att avstånden som vald beräkningsmetod genererar kommer att variera, där Spridning luft har en tendens att generera kortast skyddsavstånd och är då den metod som genererar minst konservativa uppskattningar utav skyddsavstånd. Skyddsavstånd beräknade i ALOHA och handberäkningar stämmer relativt väl överens med varandra förutom vid det simulerade utsläppet av ammoniak. Det kan även vara av vikt att nämna att ammoniak är den enda substansen som inte tolkas som en tunggas vid bruk av handberäkningar. ALOHA har även en tendens att generera något längre skyddsavstånd jämfört med handberäkningsmetoden. Att de tre metoderna genererar varierande skyddsavstånd beror på att de använder sig av olika antaganden vid implementering av vald spridningsmodell, och för att estimerar koncentrationer på ett visst avstånd. De är snarlika i sin gaussiska koncentrationsprofil men för att erhålla relevanta parametrar som till exempel de olika σ -parametrarna kommer olika metoder att användas.

I Tabell 16 och Tabell 18 finns inga resultat för kolmonoxid eller fluorgas i beräkningsprogrammet Spridning luft. Detta beror på att Spridning luft inte kan modellera tryckkondenserade gaser som befinner sig över sin kritiska temperatur. Fluor och kolmonoxid har en kritisk temperatur på -129 °C respektive -140 °C, och då detta arbete syftade till att modellera spridning under normala utomhustemperaturer så går det inte att simulera dessa två ämnen med Spridning luft. Detta är en begränsning som MSB håller på att korrigera, vilket leder till att i en framtida version av Spridning luft kommer simuleringar av dessa ämnen eventuellt vara möjligt.

Det är inte möjligt att uppskatta antalet döda direkt ur handberäkningar och ALOHA, utan det krävs information kring populationsdensiteten inom ett visst område som komplettering. Spridning luft inkluderar probit i sina beräkningar och kan därmed göra en skattning av antalet döda givet i procent, men då det saknas probitkonstanter för vissa ämnen som till exempel väteklorid kan programmet inte alltid nyttjas för detta syfte. Inkluderingen av dessa värden underlättar för konsulter som inte håller sig uppdaterade eller arbetar med probit. Det kan vara att vissa av konsulterna som svarat på enkäten, och uppgett att de inte arbetar med probit implicit faktiskt nyttjar detta utan att vara medvetna om det vid bruk av Spridning luft. Programmet behöver dock uppdateras för att stämma överens de nya funktionerna vilket tydligt finns redovisat i Tabell 18.

Gällande val av simuleringsparametrar som brukades för att generera erhållna simuleringsresultat bör det beaktas att enhetliga parametrar valdes för att skapa resultat som är jämförbara med varandra. Då det råder osäkerheter kring lagringsförhållanden i avseende på mängd och riskförebyggande åtgärder som invallningar användes därför en tankstorlek som ansågs vara rimlig för lagring av samtliga kemikalier som har undersökts. Den begränsade lagringsmängden ansattes även på grund av begränsningar i ALOHA där avstånden för koncentrationen inte beräknas efter 10km, utan uttrycks som "längre än 10km" vilket inte skulle vara jämförbart med resultaten från de andra spridningsmodellerna. Valet med enhetliga simuleringsparametrar ansågs även vara passande då det rent illustrativt skulle kunna tolkas som att till exempel ammoniak är farligare än fluorgas ifall en betydligt större mängd lagrad ammoniak valdes som simuleringsparameter då detta troligtvis hade genererat ett längre skyddsavstånd. En annan faktor som behöver beaktas är att vissa av ämnena förmodligen inte kommer att lagras i vätskefas. Detta ansågs däremot rimligt att anta ur ett illustrativt perspektiv för att kunna illustrera den skillnad som kan uppstå som ett resultat av de nya rönen från Nederländerna.

Det är även värt att beakta att inget linjärt samband mellan skyddsavstånd och vald LC₅₀-koncentration observerades. Studeras till exempel svaveldioxid som hade fått en nästan fem gånger lägre koncentration genererade detta inte ett fem gånger lägre skyddsavstånd. Detta kan spåras till att de ekvationer som ingår i spridningsberäkningarna och probit ej följer ett linjärt samband.

Oberoende av vald spridningsmodell har resultatet visat att användning av de gamla probitfunktionerna för ammoniak och väteklorid ger konservativa skyddsavstånd jämfört med resultat som följer av de nya rönen. Detta skulle leda till att riskbilden för omgivningen överskattas, och med detta följer det att om de gamla probitfunktionerna skulle användas kommer det krävas att mer resurser allokeras till riskförebyggande eller konsekvensmildrande åtgärder. Det är även negativt ur ett samhällsplanerande perspektiv då ett större område inte kan nyttjas till annan allmänbebyggelse och verksamhet. För övriga ämnen som undersökts skulle användandet av gamla probitfunktioner leda till icke-konservativa skyddsavstånd vilket direkt leder till att de tidigare konsekvenserna som följer har underskattats. Denna underskattning är utan tvivel värre än en överskattning av skyddsavstånd och för att undersöka detta ges vidare förslag på forskning, se avsnitt 7.1.

7. Slutsats

Detta arbete har ämnat att besvara följande frågeställningar:

1. *Är probitfunktioner ett vanligt förekommande verktyg inom effektmodelleringen?*
2. *Hur skiljer sig den dödliga koncentrationen utifrån den nya forskningen kring probit, jämfört med de gamla värdena?*
3. *Hur genomförs effektmodellering i Sverige och vilka spridningsmodeller är vanligast?*
4. *Hur påverkar resultatet av skillnaden i dödlig koncentration som uppstår med den nya forskningen avståndet till denna koncentration?*

Dessa frågeställningar valdes utifrån syftet och målet som var att kartlägga skillnaden som skapas av uppdatering av verktyget probit. Det var även av intresse att undersöka om och hur olika konsultföretag i Sverige arbetade med probit för att i slutändan kunna kvantifiera skillnaden med hjälp av populära beräkningsverktyg som används inom branschen i Sverige.

Frågeställningarna 1 och 3 besvarades genom att skicka ut en enkät till ett flertal konsultföretag i Sverige som arbetar med risk. Från de erhållna svaren kunde det fastslås att probitfunktioner är ett relativt populärt verktyg som användes utav 16 av totalt 33 konsulter på diverse konsultbolag i sina konsekvensuppskattningar. Av dessa 16 var det endast tre som var medvetna om att det hade genomförts ny forskning kring probitfunktioner, vilket leder till att det kan ifrågasättas om de nya probitfunktionerna skulle få något genomslag i Sverige. Beaktas däremot faktumet att Spridning luft inkluderar probitfunktioner i sina beräkningar och därför är det nödvändigtvis inte något som det behövs kunskap om för att genomföra en QRA. Spridning luft behöver dock uppdatera de konstanter som inkluderas i programmet. Probitfunktioner är inte inkluderat i ALOHA och de som använder denna programvara med gamla probitfunktioner kommer att få föråldrade värden av olika konsekvens. Det framkom även som ett resultat av enkätstudien att majoriteten använde simuleringsverktygen ALOHA och Spridning luft trots rekommendationer från branschorganisationen IPS att inte bruka dessa på grund av bristande validering. Att majoriteten valde dessa verktyg antas ske för att de är billigare och mindre komplicerade än diverse andra kommersiella program med samma syfte. Det är förmodligen inte ekonomiskt försvarbart för en mindre konsultfirma att bruka ett simuleringsverktyg som kostar över 100 000 kronor om året. Det kan även bero på att båda programmen används i undervisningssyfte på Lunds universitet och att många konsulter därav utvecklat en grundförståelse i användandet vilket kan resultera i en familiarity bias. Från enkätstudien framkom det att AEGL var det

vanligaste gränsvärdet som används i Sverige, men det framkom även att probit är ett vanligt komplement till AEGL.

För att besvara arbetets andra och fjärde frågeställningar nyttjades dokument utgivna av Statens institution för folkhälsa och miljö från Nederländerna för att kunna härleda probitfunktionerna. Den substans som hade störst förändring i LC₅₀-värde var svaveldioxid. Svaveldioxid var även det ämne vars skyddsavstånd hade fått störst förändring efter applicerandet av de nya probitfunktionerna i samtliga spridningsmodeller. Resultatet från simuleringarna visade att Spridning luft i regel gav kortast konsekvensavstånd och att ALOHA i regel gav längst konsekvensavstånd. Handberäkningsmetoden resulterade generellt i jämförbara resultat givna av ALOHA i majoriteten av simuleringarna. Resultatet visar även att användandet av de nya rönen, oberoende av spridningsmodell, skulle generera längre skyddsavstånd för fyra av sex kemikalier vilket pekar på att de tidigare konsekvenserna som följer med bruket av de gamla probitfunktionerna har underskattats.

Vidare anses arbetets mål, syfte och frågeställningar ha besvarats. Detta har illustrerats i kapitel 5 där en diskussion kring resultaten följer i kapitel 6. Enkätstudiens täckning anses vara god tack vare den höga återkopplingsfrekvensen från olika konsultföretag som uppgick till 22 av 37 tillfrågade som svarade på enkäten.

7.1. Förslag på vidare forskning

Som förslag på vidare forskning inom detta område föreslås en vidare analys av olika utsläppsscenarioer där fenomen som värmestrålning och explosioner undersöks närmare. Ur ett toxikologiskt perspektiv föreslås det att andra effekter än död undersöks. Det kan även vara av intresse att undersöka trycksatta gaser istället för underkylda. Vidare undersökning av utslagen från de nya rönen från Nederländerna kan även undersökas med de kommersiella programmen som tagits upp i arbetet, se Tabell 14.

Ett ytterligare förslag på vidare forskning är att undersöka djupare på variationer i probitberäkningar. Förslag här skulle kunna vara att undersöka huruvida de gamla och nya värden påverkar resultatet om exponeringstid varierar, andra typer av utfall utöver dödsfall, påverkan av fysisk aktivitet eller om val av LC-värde spelar någon roll (till exempel LC₃₀, LC₇₀ och så vidare. Ett slutgiltigt förslag på vidare forskning är att undersöka samtliga ämnen som efter de nya rönen från Nederländerna har fått uppdaterade probitkonstanter och sedan undersöka hur dessa nya värden skulle påverka skyddsavstånden från befintliga industrier och andra verksamhetsutövare som hanterar dessa ämnen

Litteraturförteckning

- Appleman, L., ten Berge, W., & Reuzel, P. (1982). Acute inhalation toxicity study of ammonia in rats with variable exposure periods. *American Industrial Hygiene Association Journal* 43(9), 662-665 DOI: 10.1080/15298668291410387.
- Arts, J., Mommers, C., & Muijser, H. (2000). *Toxic Effects from Accidental Releases of Hazardous Substances (TEARHS) – Lethal and non-lethal effects in rats upon exposure during short periods of time*. Zeist: TNO Nutrition and Food Research.
- ATSDR. (04 2002). Hydrogen Chloride. Atlanta, Georgia, USA: Agency for Toxic Substances and Disease Registry. Hämtat från <https://www.atsdr.cdc.gov/toxfaqs/tfacts173.pdf>
- Bitron, M., & Aharonson, E. (1978). Delayed mortality of mice following inhalation of acute doses of CH₂O, SO₂, Cl₂, and Br₂. *American Industrial Hygiene Association Journal* 39(2), 129-138 DOI: 10.1080/0002889778507726.
- Boverket. (den 30 07 2021). *Riskbedömning i praktiken*. Hämtat från <https://www.boverket.se/sv/byggande/forebygg-fel-brister-skador/riskbedomning/riskbedomning-i-praktiken/>
- Burleigh-Flayer, H., Wong, K., & Alarie, Y. (1985). Evaluation of the Pulmonary Effects of HCl using CO₂ Challenges in guinea Pigs. *Journal of Fundamental and Applied Toxicology*, 978-985 DOI: 10.1016/0272-0590(85)90179-4.
- Caldwell, J. (1992). *Problems and opportunities in toxicity testing arising from species differences in xenobiotic metabolism*. London DOI: 10.1016/0378-4274(92)90244-e: Department of Pharmacology and Toxicology, St. Mary's Hospital Medical School, Imperial college of Science, Technology and Medicine.
- CCPS. (1999). *Guidelines for chemical process quantitative risk analysis*. New York: Center for chemical process safety of the American institute of chemical engineers.
- CCPS. (2009). *Guidelines for developing quantitative safety risk criteria*. New York: American Institute of Chemical Engineers.
- CCPS. (den 22 November 2022). *CCPS*. Hämtat från Lethal Concentration 50 (LC50): <https://www.aiche.org/ccps>
- Cohen, H., Drew, J., Johnson, J., & Rajagopalan, K. (1973). Molecular basis of the biological function of molybdenum: The relationship between sulfite oxidase and the acute toxicity of bisulfite and SO₂. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 70(12), 3655-3659 DOI: 10.1073/pnas.70.12.3655.
- Creswell, J., & Plano Clark, V. (2007). *Designing and Conducting Mixed Methods Research*. Thousand Oaks, CA: Sage.
- Darmer, K. J., Kinkead, E., & DiPasquale, L. (1974). Acute toxicity in rats and mice exposed to hydrogen chloride gas and aerosols. *American Industrial Hygiene Association Journal* Vol.35, 623-631 DOI: 10.1080/0002889748507082.

- Davidsson, G., Haeflner, L., Ljungman, B., & Frantzich, H. (2003). *Handbok för riskanalys. Räddningsverket.*
- Davidsson, G., Lindgren, M., & Mett, L. (1997). *Värdering av risk.* Karlstad: Statens räddningsverk.
- Dixon, R. (1976). Problems in Extrapolating Toxicity Data for Laboratory Animals to Man. *Environmental Health Perspectives Vol.13*, 43-50 DOI: 10.1289/ehp.761343.
- DNV. (den 26 Januari 2023). *Safeti*. Hämtat från Convenient and flexible access to the industry standard tool for Quantitative Risk Assessment: <https://store.veracity.com/safeti>
- EDMS. (den 11 08 2022). *US Department of Energy*. Hämtat från Differences Between AEGLs, ERPGs, & TEELs: <https://edms.energy.gov/Content.aspx/STARS-PTDifferences>
- EHSC. (2015). *What is a poison?* London: The Royal Society of Chemistry.
- EPA. (den 14 December 2022). *CAMEO*. Hämtat från ALOHA Software: <https://www.epa.gov/cameo/aloha-software>
- Eriksen, N. (1945). *Study of the Lethal Effect of the Inhalation of Gaseous Fluorine (F2) at Concentrations from 100 ppm to 10,000 ppm.* Rochester, NY: United States Atomic Energy Commission, University of Rochester.
- Eun Lee, H., Sohn, J.-R., Byeon, S.-H., Yoon, S. J., & Moon, K. W. (2018). Alternative Risk Assessment for Dangerous Chemicals in South Korea Regulation: Comparing Three Modeling Programs. *Environmental Research of Public Health*, DOI: 10.3390/ijerph15081600.
- Finney, J. (1952). *Probit analysis: a statistical treatment of the sigmoid response curve.* Cambridge DOI: 10.1093/aesa/45.4.686: Cambridge university press.
- Fischer, S., Forsén, R., Jacobsson, A., Koch, B., Runn, P., Thaning, L., & Winter, S. (1997). *Vådautsläpp av brandfarliga och giftiga gaser och vätskor.* Umeå: Försvarets Forskningsanstalt (FOA).
- FOI. (2008). *Konsekvensbedömning av svavelsyrautsläppet på Kemira Kemi AB i Helsingborg 2005-02-04.* Umeå: Totalförsvarets forskningsinstitut.
- Garaets, L. (2018). *20180504-carbon monoxide-INTERIM.* Nederländerna: RIVM.
- George, T. (den 31 Oktober 2022). *Mixed Methods Research | Definition, Guide & Examples.* Hämtat från <https://www.scribbr.com/methodology/mixed-methods-research/>
- Google. (den 11 November 2022). *Google Maps Kemira Kemi AB, Sverige.* Hämtat från <https://tinyurl.com/2my2pzw>
- Gustavsson, M., & Säfsten, K. (2020). *Research methodology: For engineers and other problem-solvers.* Lund: Studentlitteratur AB.
- Hartzell, G., Grand, A., & Switzer, W. (1985). Modeling of toxicological effects of fire gases: VI. Further studies on the toxicity of smoke containing hydrogen chloride. *Journal of Fire Sciences*, 368-391 DOI: 10.1177/073490418700500602.

- Helmersson, L. (1994). *Konsekvensanalys av olika olycksscenarier vid transport av farligt gods på väg och järnväg*. Linköping: Väg-och transportforskningsinstitutet.
- Hickman, D., Johnson, J. V., Crisler, J., & Shepard, R. (2016). Commonly Used Animal Models. *Principles of Animal Research for Graduate and Undergraduate Students*, 118 DOI: 10.1016/B978-0-12-802151-4.00007-4.
- Hilado, C., & Machado, A. (1977). Effect of sulfur dioxide on Swiss albino mice. *The Journal of combustion toxicology* 4(2), 236-245.
- Hoover, L. (den 01 06 2021). *Dissertation Resources*. Hämtat från What Is Qualitative vs. Quantitative Study?: <https://www.gcu.edu/blog/doctoral-journey/what-qualitative-vs-quantitative-study>
- Horvath, A., & Davies, R. (2001). Simultaneous retrieval of cloud motion and height from polar-orbiter multiangle measurements. *Geophysical Research Letters* 28, 2915-2918 DOI: 10.1029/2001GL012951.
- Husted, B. (den 20 September 2021). Gas dispersion (Gasspridning). Lund, Skåne, Sverige.
- Ifeanyichukwu O, O., Stirling, L. D., Williams, R. S., Bediako, D., Borghol, A., Harris, B. M., . . . Sarpong, F. D. (2017). Clinical Effects of Cigarette Smoking: Epidemiologic Impact and Review of Pharmacotherapy Options. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, DOI: 10.3390/ijerph14101147.
- Imbrechts, K. (2019). The use of probit functions for toxic substances in Quantitative Risk Analysis. *Chemical Engineering Transactions Vol. 77*, 25-30. DOI: 10.3303/CET1977005.
- Ingvarsson, J. (2020). *Standardisering av risk - Förstudie*. Lund: LTH - Avdelningen för riskhantering och samhällssäkerhet.
- IPS. (2021). *QRA handledning, del 1*. IPS.
- IPS. (2022). *Konsekvensanalys - Utflöde av gaser och vätskor, brand och explosion*. IPS.
- IPS. (2022). *QRA Handledning, del 2*. IPS.
- IPS. (den 26 Januari 2023). *Om IPS*. Hämtat från IPS - föreningen för dig som är intresserad av processäkerhet: <https://ips.se/index.php?pageId=8>
- IPS. (den 26 Januari 2023). *Om IPS*. Hämtat från Medlemskap: <https://ips.se/index.php?pageId=110>
- Jean, P., Gallavan, W., & Kolesar, G. (2006). Chlorosilane Acute Inhalation Toxicity and Development of an LC50 Prediction Model. *Inhalation Toxicology* 34, 515-522 DOI: 10.1080/08958370600686093.
- Johnson, R. B., & Onwuegbuzie, A. J. (2004). Mixed Methods Research: A Research Paradigm Whose Time Has Come. *Educational Researcher* 33(7), 14–26 DOI: 10.3102/0013189X033007014.

- Jonkman, S., van Gelder, P., & Vrijling, J. (2003). An overview of quantitative risk measures for loss of life and economic damage. *Journal of Hazardous Materials A99*, 1-30 DOI: 10.1016/S0304-3894(02)00283-2.
- Kapeghian, J., Mincer, J., Jones, A., Verlangieri, A., & Waters, I. (1982). Acute inhalation toxicity of ammonia in mice. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 371-378 DOI: 10.1007/BF01706243.
- Kaplan, H., Anzueto, A., Switzer, W., & Hinderer, R. (1988). Effects of Hydrogen Chloride on Respiratory Response and Pulmonary Function of the Baboon. *Journal of Toxicology and Environmental Health*, 473-493 DOI: 10.1080/15287398809531129.
- Kaplan, H., Grand, A., & Switzer, W. (1985). Effects of combustion gases on escape performance of the baboon and the rat. *Journal of Fire Sciences*, 228-244 DOI: 10.1177/073490418500300401.
- Kaplan, H., Switzer, W., Hinderer, R., & Anzueto, A. (1993). A Study on the Acute and Long-Term Effects of Hydrogen Chloride on Respiratory Response and Pulmonary Function and Morphology in the Baboon. *Journal of Toxicology and Environmental Health*, 459-484 DOI: 10.1080/15287398809531129.
- Kaplan, S., & Garrick, J. (1981). On the quantitative definition of risk. *Risk Analysis - An international journal*, 11-19 DOI: 10.1111/j.1539-6924.1981.tb01350.x.
- Kemikalieinspektionen. (2020). *Kemikalieinspektionen. Hämtat från Överblicksstatistik*: https://www.kemi.se/webdav/files/Kemikaliestatistik/overblicksstatistik/2020/Tabell14_2020.pdf
- Kemikalieinspektionen. (den 1 November 2022). *Keminspek. Datablad farliga ämnen efter CAS-nummer*. Sverige: Kemikalieinspektionen.
- Keplinger, M., & Suissa, L. (1968). Toxicity of Fluorine Short-Term Inhalation. *American Industrial Hygiene Association Journal*, 10-18.
- Keplinger, M., & Suissa, L. (1968). Toxicity of Fluorine Short-Term Inhalation. *American Industrial Hygiene Association Journal*, 10-18 DOI: 10.1080/00028896809342975.
- Kishitani, K., & Nakamura, K. (1978). Research on evaluation of toxicities of combustion gases generated during fires. *Fire Research and Safety*, 485-520.
- Knott, L., & Bonsall, A. (den 21 Januari 2019). *Paracetamol Poisoning*. Hämtat från Toxicity: <https://patient.info/doctor/paracetamol-poisoning>
- Lapin. (1981). *Inhalation Toxicity of Common Combustion Gases. Study performed by Haskell Laboratory for E.I. du Pont de Nemours and Co. Report No. 238-81*. Newark, DE: Haskell 52 Laboratory.
- Leong, K., MacFarland, H., & Seller, A. (1961). Acute Sulfur Dioxide Toxicity. *Archives of Environmental & Occupational Health* 3, 66-73 DOI: 10.1080/00039896.1961.10663091.
- Levein, M. (den 9 December 2022). Mailkorrespondens med MSB.

- Levin, B., Paabo, M., Gurman, J., Harris, S., & Braun, E. (1987). Toxicological interactions between carbon monoxide and carbon dioxide. *Toxicology* 47, 135-164 DOI: 10.1016/0300-483x(87)90165-x.
- MacEwen, J., & Vernot, E. (1971). *Toxic Hazards Research Unit Annual Technical Report*. Ohio: Aerospace Medical Research Laboratory.
- MacEwen, J., & Vernot, E. (1972). *Toxic Hazards Research Unit Annual Technical report*. Ohio: Aerospace Medical Research Laboratory.
- Malek, D., & Alarie, Y. (1989). Ergometer within a whole-body plethysmograph to evaluate performance of guinea pigs under toxic atmospheres. *Toxicology and Applied Pharmacology*, 340-355 DOI: 10.1016/0041-008x(89)90282-2.
- Markiewicz, M. (2006). *Mathematical modeling of the heavy gas dispersion*. Otwock-Swierk: Institute of Atomic Energy.
- McGrattan, K. (den 30 Januari 2023). Mailkorrespondens med NIST.
- McNamee, M. (2020). Föreläsning i effektmodellering. *Effektmodellering VRSN25 2020*. Lund, Skåne, Sverige : Avdelningen för brandteknik.
- Michaleas, S. N., Laios, K., Tsoucalas, G., & Androustos, G. (2021). Theophrastus Bombastus Von Hohenheim (Paracelsus) (1493–1541): The eminent physician and pioneer of toxicology. *Toxicology Report, Volume 8*, 411-414 DOI: 10.1016/j.toxrep.2021.02.012.
- MSB. (2019). *Lösningförslag, MSB Spridning luft*. MSB.
- MSB. (den 30 10 2022). *Farlig verksamhet*. Hämtat från <https://www.msb.se/sv/amnesomraden/skydd-mot-olyckor-och-farliga-amnen/farlig-verksamhet/>
- MSB. (den 01 December 2022). Mailkorrespondens MSB.
- MSB. (den 22 November 2022). Spridning luft - Hjälpavsnitt.
- MSB. (den 26 Januari 2023). *Verktyg & tjänster*. Hämtat från Beställa abonnemang på MSB RIB: <https://www.msb.se/sv/verktyg--tjanster/RIB/support-anvandarstod/bestalla-abonnemang-pa-msb-rib/>
- Nassiri, S., & Hannah, J. (2009). *Utsläpp och spridning av giftiga gaser*. IPS.
- National Enviroment Agency. (den 02 02 2023). <https://www.nea.gov.sg/>. Hämtat från QRA Technical Guidance: https://www.nea.gov.sg/docs/default-source/our-services/gra-technical-guidance_nov16.pdf
- National Park Service. (den 17 01 2023). *Human Health*. Hämtat från Sulfur Dioxide Effects on Health: <https://www.nps.gov/subjects/air/humanhealth-sulfur.htm>
- Naturvårdsverket. (den 16 01 2023). *Utsläpp i siffror*. Hämtat från Ammoniak (NH₃): <https://utslappisiffror.naturvardsverket.se/sv/Amnen/Andra-gaser/Ammoniak/>
- Naturvårdsverket. (den 16 01 2023). *Utsläpp i siffror*. Hämtat från Klor: <https://utslappisiffror.naturvardsverket.se/sv/Amnen/Andra-gaser/Klor/>

- Naturvårdsverket. (den 16 01 2023). *Utsläpp i siffror*. Hämtat från Kolmonoxid (CO):
<https://utslappisiffror.naturvardsverket.se/sv/Amnen/Andra-gaser/Kolmonoxid-CO/>
- Naturvårdsverket. (den 17 01 2023). *Utsläpp i siffror*. Hämtat från Svaveldioxid (SO2):
<https://utslappisiffror.naturvardsverket.se/sv/Amnen/Andra-gaser/Svaveldioxid/>
- Naturvårdsverket. (den 19 01 2023). *Utsläpp i siffror*. Hämtat från Fluor:
<https://utslappisiffror.naturvardsverket.se/sv/Amnen/Andra-gaser/Fluor/>
- NFPA. (1975). *Revisions to NFPA 704M*. Boston: National Fire Protection Association,.
- Nilsson, J. (2003). *Introduktion till riskanalysmetoder*. Lund: Lunds universitet.
- NIOSH. (den 17 November 2022). *Centers for Disease Control and Prevention*. Hämtat från Immediately Dangerous To Life or Health (IDLH) Values:
<https://www.cdc.gov/niosh/idlh/default.html>
- NIST. (den 4 November 2011). *Buildings on fire*. Hämtat från Fire Modeling Software from NIST: <https://buildingsonfire.com/fire-modeling-software-from-nist>
- NIST. (den 3 December 2022). *Software informer*. Hämtat från ALOFT-FT 3.10: <https://aloft-ft.software.informer.com/>
- NOAA. (den 25 Juli 2016). *Office of Response and Restoration*. Hämtat från Public Exposure Guidelines: <https://response.restoration.noaa.gov/oil-and-chemical-spills/chemical-spills/resources/public-exposure-guidelines.html>
- NOAA. (Juli 2020). *U.S. Environmental Protection Agency*. Hämtat från ALOHA Software: <https://www.epa.gov/cameo/aloha-software>
- NOAA. (den 13 November 2022). *MARPLOT*. Hämtat från MARPLOT Software: <https://response.restoration.noaa.gov/sites/default/files/marplot.pdf>
- NOAA. (den 13 November 2022). *Technical documentation - ALOHA 5.4.4*. Hämtat från ALOHA Software: https://response.restoration.noaa.gov/sites/default/files/ALOHA_Tech_Doc.pdf
- NOAA. (den 05 02 2023). *Public Exposure Guidelines*. Hämtat från AEGLs: <https://response.restoration.noaa.gov/oil-and-chemical-spills/chemical-spills/resources/acute-exposure-guideline-levels-aegls.html>
- NOAA. (den 05 02 2023). *Public Exposure Guidelines*. Hämtat från ERPGs: <https://response.restoration.noaa.gov/oil-and-chemical-spills/chemical-spills/resources/emergency-response-planning-guidelines-erpgs.html>
- NOAA. (den 05 02 2023). *Workplace Exposure Limits*. Hämtat från IDLHs: <https://response.restoration.noaa.gov/oil-and-chemical-spills/chemical-spills/resources/immediately-dangerous-life-health-limits-idlhs.html>
- NOAA. (u.d.). ALOHA HELP.
- Öberg, M., Palmen, N., Stenius, U., & Johanson, G. (2008). *Riktvärden vid akut exponering för kemiska ämnen*. Stockholm: Institutet för miljömedicin.

- Olesen Rørdam, H., Berkowicz, R., & Løfstrøm, P. (2007). *OML: Review of model formulation*. Aarhus: National Environmental Research Institute, University of Aarhus . Denmark.
- Paté-Cornell, E. (1996). Uncertainties in risk analysis: Six levels of treatment. *Reliability Engineering and System Safety* 54, 95-11 DOI: 10.1016/S0951-8320(96)00067-1.
- Pauluhn, J. (2013). Acute inhalation toxicity of ammonia: Revisiting the importance of RD50 and LCT01/50 relationships for setting emergency response guideline values. *Reg Toxicol Pharmacol*, 315-325.
- Raychaudhuri, S. (2008). Introduction to Monte Carlo simulation. *Winter Simulation Conference*, (s. 91).
- RIVM. (2009). *Reference Manual Bevi Risk Assessments 3.2*. Bilthoven: RIVM.
- RIVM. (2015). *Guidance for the derivation of environmental risk limits*. Nederländerna: National Institute for Public Health and the Environment.
- Ruijten, M. (2017). *20170606-ammonia-INTERIM*. Nederländerna: RIVM.
- Ruijten, M. (2017). *20170606-hydrogen chloride-INTERIM*. Nederländerna: RIVM.
- Ruijten, M. (2018). *20180315-chlorine-INTERIM*. Nederländerna: RIVM.
- Ruijten, M., Arts, J., Bos, P., Muijser, H., & Wijbenga, A. (2015). *Method for derivation of probit functions for acute inhalation toxicity*. Bilthoven: RIVM.
- Schlagbauer, M., & Henschler, D. (1967). Toxizität von Chlor und Brom bei einmaliger und 12 wiederholter Inhalation. *Int Archiv Gewerbepath* 23, 91-98.
- Schubach, S. (1995). Comparison of probit expressions for the prediction of lethality due to toxic exposure. *Journal of Loss Prevention in the Process Industries Vol.8 No.4*, 197-204 DOI: 10.1016/0950-4230(95)00019-W.
- Schubach, S. (1997). A measure of human sensitivity in acute inhalation toxicity. *Journal of Loss Prevention in the Process Industry Vol.10*, 309-317 DOI: 10.1016/S0950-4230(97)00016-8.
- Siddiqui, W., Kolesar, G., & Mudgett, S. (1999). *An Acute Whole Body Vapor Inhalation-Toxicity Study with Hydrogen Chloride in Albino Rats Technical Report 1999-10000-46029*. Midland, MI: Dow Corning Corporation. Health & Environment Sciences.
- Silver, S., & McGrath, F. (1942). *Chlorine. Median lethal concentration form mice. EATR 351. Project A10.4*. Edgewood Arsenal, MD: War Department, Chemical warfare service.
- Silver, S., & McGrath, F. (1948). A comparison of acute toxicities of ethylene 1 imine and ammonia to mice. *American Industrial Hygiene Association Journal*, 7-9.
- Skerfving, S. (2002). *Kompendium i Miljötoxikologi*. Lund: Avdelningen för Yrkes- och Miljömedicin, Universitetssjukhuset.
- Slovic, P. (2016). Understanding Perceived Risk: 1978–2015. *Environment: Science and Policy for Sustainable Development*, 58:1, 25-29 DOI: 10.1080/00139157.2016.1112169.

- Slovic, P., Fischhoff, B., & Lichtenstein, S. (2005). Facts and Fears: Understanding Perceived Risk. *Policy and Practice in Health and Safety*, 39, DOI: 10.1007/978-1-4899-0445-4_9.
- Smart, D. (den 27 Januari 2023). Mailkorrespondens med Gexcon.
- SRA. (2018). *Society for Risk Analysis Glossary*. Society for Risk Analysis.
- Statens Haverikommission. (2008). *Olycka med utsläpp av svavelsyra vid Kemira Kemi AB i Helsingborg, M län, den 4 februari 2005*. Stockholm: Statens Haverikommission.
- Stokinger, H. (1949). Toxicity following inhalation of fluorine and hydrogen fluoride. i C. Voetgli, & H. Hodge, *Pharmacology and Toxicology of Uranium Compounds*. New York: McGraw-Hill Book Company.
- Sweeny, I., Sommerville, D., Goowin, M.R, Arden James, R., & Channel, S. (2016). Acute toxicity when concentration varies with time: a case study with carbon monoxide inhalation by rats. *Regulatory Toxicology and Pharmacology* 80, 102-115 DOI: 10.1016/j.yrtph.2016.06.014.
- Tehler, H. (2022). *Introduktion till Risk och Riskhantering*. Lund: Lunds Universitet.
- ter Burg, W. (2018). *20180504-sulfur dioxide-INTERIM*. Nederländerna: RIVM.
- ter Burg, W. (2019). *20190423 Fluorine-INTERIM*. Nederländerna: RIVM.
- Thomasson, M. (2017). *Riskreducerande åtgärder - Effektutvärdering med tillämpning på transport av farligt gods*. Lund: Lunds universitet.
- Torres, S. (den 27 Januari 2023). Mailkorrespondens med DNV.
- Tyréns AB. (2017). *PM Risk*. Borlänge: Trafikverket .
- U.N. (1997). *Glossary of Environment Statistics*. New York: United Nations.
- U.S. Environmental Protection Agency. (den 21 12 2021). *U.S. Environmental Protection Agency*. Hämtat från ALOHA Software: <https://www.epa.gov/cameo/aloha-software>
- University of Illinois. (den 11 November 2022). *Resources*. Hämtat från Toxic Gas List: <https://scs.illinois.edu/resources/safety-and-facilities-management/toxic-gas-list>
- University of Nebraska. (2002). *Toxicology and exposure guidelines*. UNL Environmental Health and Safety.
- van de Bovenkamp, M. (2009). *20090917-fluorine-interim*. Nederländerna: RIVM.
- Van Eijndhoven, J., & Van Ravenzwaaij, A. (1989). Optimizing Risk Analysis Relating to External Safety in The Netherlands. *Risk analysis*, 495-504 DOI: 10.1111/j.1539-6924.1989.tb01260.x.
- Vedantu. (den 30 01 2023). *Chemistry*. Hämtat från Critical temperature: <https://www.vedantu.com/chemistry/critical-temperature>
- Voie, Ø. A., & Aaneby, J. (2020). *Assessment of new and old probit functions for inhalation of acute toxic substances*. Norge: Forsvarets forskningsinstitutt (FFI).

- Vrijling, J., Van Gelder, P., & Ouwerkerka, S. (2005). *Criteria for acceptable risk in the Netherlands*. Delft: Delft University of Technology. DOI:10.1061/9780784408155.ch05.
- Wilson, D. (1987). Stay Indoors or Evacuate To Avoid Exposure to Toxic Gas? *Petroleum Industry Annual Safety Seminar*. Alberta.
- Yasseri, S. (2007). *Uncertainty Analysis of QRA*.
- Zwart, A. (1986). *Acute (one-hour) inhalation toxicity study of sulfur dioxide in rats*. Nederlanderna: TNO-CIVO V86.543.
- Zwart, A., & Woutersen, R. (1988). Acute inhalation toxicity of chlorine in rats and mice: Time—concentration—mortality relationships and effects on respiration. *Journal of hazardous Materials* 19(2), 195-208. doi.org/10.1016/0304-3894(88)85050-7.

Bilaga A. Enkätguide

Vi är två studenter som genomför ett examensarbete i riskhantering på LTH. I det examensarbetet behöver vi din experthjälp med användning av toxiska bedömningar i samband med utförande av kvantitativa riskanalyser (QRA).

Läckage av flyktiga och högtoxiska kemikalier kan bilda gasmoln som ibland kan transporteras långa avstånd med vinden innan turbulensen späder ut gasmolnen till ofarliga koncentrationer. Med spridningsmodeller som grund kan man genomföra skadeutfallsberäkningar av uppskattad skaderisk för allmänheten vid olika exempel på utsläppsscenarioer. Vid denna typ av beräkningar används ofta så kallade Probit-funktioner som beskriver förhållandet mellan exponeringstid, koncentrationerna i luften och skadeutfallet (andel personer som riskerar skadliga hälsoeffekter).

År 2015 presenterade det nederländska National Institute for Public Health and the Environment (RIVM) en rapport där ett reviderat tillvägagångssätt att hantera extrapoleringen av djurdata för att bestämma de konstanter som nyttjas i probit som i sin tur används för att prediktera antalet procent av individerna som skulle omkomma vid exponering från akut toxiska ämnen. Vad dessa nya rön från Nederländerna indikerar är att användningen av tidigare Probit-funktionerna har medfört att vissa beräknade skyddsavstånd är väldigt konservativa medan andra kemikalier visat sig vara långt farligare än vad som tidigare har antagits.

Vi ber dig därför att besvara de 6 frågor där 3 är av karaktär Ja/Nej. Uppskattningsvis tar det maximalt 5 minuter att genomföra. Ni kommer vara helt anonyma där varken ditt namn, eller det företag du arbetar för kommer att redovisas.

1. Innan ni kontaktades för att svara på dessa frågor;

Är ni medvetna om att konstanterna har uppdaterats för vissa ämnen vid bruk av probit?

Ja	Nej
----	-----

2a. Använder ni probit som verktyg för att skatta konsekvenser vid utsläpp?

Ja	Nej
----	-----

2b. Om ni använder probit, hur länge antar ni att exponeringen sker?

2c. Om ni inte använder probit, brukar ni AEGL, ERPG, TEEL m.fl. som gränsvärden?

3. Om ni inte använder probit idag som verktyg för att skatta konsekvenser, har du någon tidigare erfarenhet av verktyget i ditt yrkesliv?

Ja	Nej
-----------	------------

4. Använder ni handberäkningar eller anpassade datorverktyg för att genomföra konsekvensberäkningar?

Ja	Nej
-----------	------------

5. Vilka beräkningsverktyg använder ni när ni genomför en QRA?

- Phast/SAFETI (DNV),
- EFFECTS/ RISKCURVES (Gexcon)
- FLACS (Gexcon)
- KFX (DNV)
- SHELL FRED
- ALOHA
- Spridning luft
- BKR
- Övrigt:

6. Är det OK att kontakta dig för att ställa ytterligare frågor om hur ni genomför konsekvensberäkningar? Om så är fallet, lämna mail eller telefonnummer nedan.

Bilaga B. Enkätresultat i sin helhet

1. Innan ni kontaktades för att svara på dessa frågor;

Var ni medvetna om att konstanterna har uppdaterats för vissa ämnen vid bruk av probit?

- Ja: 24
- Nej: 9

2a. Använder ni probit som verktyg för att skatta konsekvenser vid utsläpp?

- Ja: 17
- Nej: 16

2b. Om ni använder probit, hur länge antar ni att exponeringen sker?

- Olika beroende på möjligheten att ta sig bort från ett utställ och att begränsa längden på utsläppet.
- Arbetar personligen inte med risk i dagsläget hos min arbetsgivare.
- Varierar lite, men det vanligaste antagandet är 10 eller 30 minuter
- Oftast 30 min, vanligen det MSB vill se enligt vår uppfattning.
- Det beror lite från fall till fall. Beroende på ämne, typ av utsläpp och storlek på utsläpp, beroende på om personerna är inne/ute, vakna/sovande, 1a person eller 3e person.
- Det beror ju på utsläppets karaktär. Använder dock probit ganska sporadiskt utan oftare AEGL.
- 1800 sekunder
- Det baseras på utsläppets karaktär, men vi brukar normalt kika även på AEGL gränsvärden med och då också utifrån exponeringens längd sett till utsläppets karaktär och om personer kan förväntas sätta sig i säkerhet inom en viss tid och så vidare.
- 30 min
- Varierar
- varierar med ex 10 och 30 min
- 30 minuter alternativt att exponeringstiden antas motsvarar utsläppets varaktighet (det vill säga i fall då källstyrkans varaktighet understiger 30 minuter)
- Beror helt på vilket scenario som ska beräknas.
- 30 minuter. Personer som inte har omkommit inom 30 minuter antas ha evakuerat.

- Det beror på förutsättningarna/scenariot. Men i ngt fall iaf 10 min och 17 min. Men det är inte alltid samma.
- "30 minuter ""exponering"" (default värde i EFFECTS/RISKCURVES). Det bedöms ta maximalt 30 minuter för personer att ta sig inomhus och stänga fönster och ventilation vid ett utsläpp. Dock tar mjukvaran hänsyn till gasmolnets spridning och den faktiska exponeringen varierar med utsläppets karaktär. Mjukvaran skiljer på ""effect duration"" och ""exposure duration"". Exposure duration är ansatt till att alltid vara 30 minuter men om gasmolnet endast påverkar en given plats under en viss tid, säg 5 minuter, (effect duration) kommer mjukvaran beräkna konsekvensen med 5 minuters exponering i Probitfunktionen.
- Gör inte QRA själv.

2c.Om ni inte använder probit, använder ni AEGL, ERPG, TEEL m.fl. som gränsvärden?

- LC50 samt IDLH beroende på tillämpningen.
- Ja det har jag gjort
- Arbetar personligen inte med risk i dagsläget hos min arbetsgivare.
- AEGL används ibland på inrådan av MSB. IDLH har vi ibland tillämpat tidigare.
- Ja, AEGL 3 och AEGL 2. I första hand dessa, men finns inte för alla ämnen så då probit.
- Ibland använder vi AEGL 3 30min-värden för att kommunicera konsekvensavstånd då myndigheter ofta efterfrågar det som komplement till individriskkonturer och fN-kurvor.
- Framförallt AEGL och IDLH. Återigen beror det på situationen samt verksamhetens och utsläppets karaktär.
- Nej
- AEGL kompletterar probit
- Använder även AEGL-2, samt probitfunktion som kopplas till AEGL-2 för att hantera känsliga individer
- Ja, också beroende på projekt och förutsättningar. Ibland använder vi probit, ibland använder vi AEGL, IDLH, LC50 mm beroende på syfte. Detta sker normalt i samråd med både kund och vid behov lokal räddningstjänst.
- använder AEGL
- Vi använder oftast AEGL-värden om dessa finns för ämnet snarare än probit-funktioner. Är emellertid beroende på typ av uppdrag och syfte med konsekvensberäkningen/koppling till lagstiftning.

- Vi använder även AEGL i vissa fall som komplement till probit.
- Oftast AEGL. Står ofta i kompletteringarna till miljötillstånd att MSB vill ha spridningsberäkningar utifrån AEGL-2.
- Vi använder oftast AEGL. Vi kan använda probit ifall kunden önskar det.
- AEGL
- AEGL-3, exponeringstid beror på scenario.
- Vi använder ofta probit och AEGL i samma analys.
- Ja
- Utöver Probit använder vi i vissa projekt även AEGL, IDLH
- LC50
- AEGL
- Har fört diskussioner på AEGL, ERPG. Gör inte QRA själv.
- Främst AEGL för 3e person men även ERPG där AEGLvärden sakans. IDLH används för att bedömma möjligheten för flykt för arbetare.
- AEGL
- Nej

3.Om ni inte använder probit idag som metod för att skatta konsekvenser, har du någon tidigare erfarenhet av metoden i ditt yrkesliv?

- Ja: 9
- Nej: 10

4.Använder ni handberäkningar eller anpassade datorverktyg för att genomföra konsekvensberäkningar?

- Båda
- Vanligtvis handberäkningar, men ibland har beräkningar nyttjats
- Både handberäkningar och datorprogram beroende på ämne
- Handberäkningar via Excel
- Både och
- Både och, men för utsläpp av gas datorverktyg.
- Datorverktyg.
- Både och. Framförallt datorbaserat, men enkla överslag via handberäkning sker också
- Ja

- Datorverktyg
- anpassade datorverktyg, typ RIB/MSB Spridning i Luft samt ALHOA
- Ja
- Beror på. VI har både handberäkningar och verktyg (till exempel ALOHA). Återigen beroende på typ av projekt och syftet med beräkningarna.
- Excel.
- Datorverktyg
- Genomgående datorverktyg.
- Främst datorverktyg såsom EFFECTS och ALOHA
- Anpassade datorverktyg.
- Ja, oftast ALOHA eller spridning luft.
- ALOHA och FOI handbok
- Handberäkningar
- Både och
- Både och, mest beroende på begränsningar hos datorprogrammet (kan inte modellera vissa saker).
- Både och.
- Riskcurves
- Datorverktyg
- anpassade datorverktyg och handberäkningsmetoder i beräkningsark
- Både och
- Har använt FRED, Shepherd-PIPA, phast och ALOHA. Idag endast ALOHA för överslag och kontroller av andras arbeten. Gör inte QRA själv.
- Anpassade datorverktyg
- Primärt handberäkningar (excel)
- Sällan

5. Vilka datorprogram använder ni när ni genomför en QRA med fokus på konsekvensberäkningar?

- ALOHA, Spridning I luft
- ALOHA, Spridning I luft
- ALOHA, Spridning I luft
- ALOHA, Spridning I luft, Har snagnat på att skaffa GEXCON

- Phast/SAFETI (DNV), FLACS (Gexcon), KFX (DNV), ALOHA, Spridning I luft
- EFFECTS/ RISK Curves (Gexcon), FLACS (Gexcon), KFX (DNV), ALOHA, Vi beställer CFD-simuleringar från Gexcon och DNV, har inte de programmen själva.
- EFFECTS/ RISK Curves (Gexcon)
- Phast/SAFETI (DNV), FLACS (Gexcon), ALOHA, Spridning I luft, Just nu är det mest Spridning Luft eftersom antalet projekt är begränsat, men Phast och FLACS kan användas vid behov.
- ALOHA, Excel
- EFFECTS/ RISK Curves (Gexcon)
- ALOHA, Spridning I luft
- ALOHA, Spridning I luft, Metod i "Vådautsläpp... "
- Phast/SAFETI (DNV), ALOHA, Spridning I luft
- ALOHA, Spridning I luft, Excel
- ALOHA, Spridning I luft
- ALOHA, Spridning I luft
- EFFECTS/ RISK Curves (Gexcon), ALOHA, Spridning I luft
- EFFECTS/ RISK Curves (Gexcon)
- ALOHA, Spridning I luft
- ALOHA, Funderat på att investera i EFFECTS, men men det är för hög årskostnad för en konsult som endast använder programmet ett mindre antal gånger per år
- ALOHA, Spridning I luft
- ALOHA, Spridning I luft
- ALOHA
- ALOHA, Spridning I luft
- EFFECTS/ RISK Curves (Gexcon)
- ALOHA
- EFFECTS/ RISK Curves (Gexcon), ALOHA
- ALOHA, Spridning I luft
- ALOHA, ALOFT
- Phast/SAFETI (DNV), SHELL FRED, ALOHA
- Phast/SAFETI (DNV)
- ALOHA, Spridning I luft

Bilaga C. Härledning av Probit från Finney till FOA

Tabell 23: Probit Finney

%	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9
0	-	2,67	2,95	3,12	3,25	3,36	3,45	3,52	3,59	3,66
10	3,72	3,77	3,82	3,87	3,92	3,96	4,01	4,05	4,08	4,12
20	4,16	4,19	4,23	4,26	4,25	4,33	4,36	4,39	4,42	4,45
30	4,48	4,50	4,53	4,56	4,59	4,61	4,64	4,67	4,69	4,72
40	4,75	4,77	4,80	4,82	4,85	4,87	4,90	4,92	4,95	4,97
50	5,00	5,03	5,05	5,08	5,10	5,13	5,15	5,18	5,20	5,23
60	5,25	5,28	5,31	5,33	5,36	5,39	5,41	5,44	5,47	5,50
70	5,52	5,55	5,58	5,61	5,64	5,67	5,71	5,74	5,77	5,81
80	5,84	5,88	5,92	5,95	5,99	6,04	6,08	6,13	6,18	6,23
90	6,28	6,34	6,41	6,48	6,55	6,64	6,75	6,88	7,05	7,33

- A-studie: För att en studie ska klassas som en A-studie ska studierna följa OECD riktlinje 403, eller likvärdiga riktlinjer. Vidare behöver en rad olika kritiska kriterier uppfyllas såsom information om substansens renhet, homogeniteten i den atmosfär testet utförs i och vilken kroppsdel (huvud/näsa eller hela kroppen) blivit exponerad för substansen. Vidare behöver även data kring hur snabbt individen påverkas av exponeringen finnas väldokumenterat i studierna.
- B-nivå: B-studier kan delas upp i två kategorier, B1 och B2-studier. Det är mindre krav på tillgänglig information för att klassificera en studie som en B-studie. I en B1-studie ska man till exempel kunna härleda ett LC₅₀-värde med hjälp av olika beräkningsverktyg. En B2-studie innehåller information kring sambandet mellan koncentration-tid-dödlighet, men saknar information kring saker som testatmosfären och hur koncentrationen fördelas i denna atmosfär.
- C-nivå: Detaljeringsnivån på informationen i dessa studier är låg och kan därför inte med säkerhet användas för att härleda en probitfunktion. Däremot kan de användas som komplement till A och B-studier. I Tabell 23 redovisas probitvärdena som brukas vid härledning av probitfunktionerna. Studeras Tabell 3 går det att utröna att skillnaden, ΔP ,

mellan varje värde uppgår till 5. Härledningen av probitkonstanter och funktioner följer då metoden nedan:

- 1) I följande formel $Pr = a + b \ln(\int C^n dt)$ sätts $Pr = 0$.
- 2) LC_{50} värde hämtas. Detta divideras sedan med produkten av de tre säkerhetsfaktorerna.
- 3) n -värdet hämtas från djurexperiment
- 4) b -värdet räknas ut genom att anta en regressionskoefficient på 2 från djurexperimentskurva och ansätta $b = \frac{2}{n}$.
- 5) a -värdet i formeln i punkt 1 löses ut med insättning av n och b -värdet från punkt 3 och 4.
- 6) Med a , b och n -värden härledda kan Tabell 23 nyttjas för en fullständig härledning av koncentrationer.

Bilaga D. Indata samt plymillustrationer till ALOHA och Spridning luft

I följande bilaga presenteras indata till spridningsmodeller och plymillustrationer och avstånd ifrån beräkningsprogrammen ALOHA och spridning luft för ämnena ammoniak, klorgas, kolmonoxid, väteklorid, svaveldioxid och fluorgas. I ALOHA representerar den röda threat zonen de nya probitvärdena, den orangea de gamla probitvärdena och de gula AEGL3 värdena.

I Spridning luft representerar den blå zonen AEGL3 värdena medan de gula och röda zonerna representeras av de nya eller gamla probitvärdena beroende på ämne. Detta då Spridning luft ansätter det kortaste avståndet som röd, nästkommande ansätts som gul och den nästkommande som blå. Då AEGL i samtliga fall genererade de längsta avstånden så blev den i samtliga fall blå, och för respektive ämne så presenteras vilken av färgerna som motsvarar nytt och gammalt probitvärde.

För kolmonoxid och fluorgas finns inga plymillustrationer att tillgå från beräkningsprogrammet Spridning luft, detta enligt information från kapitel 3.5.3.

Tabell 24: Icke ämnesspecifika indata till simuleringar i ALOHA

Platsdata	Indata
Plats	Helsingborg, Sverige
Tid	04/02/2005 klockan 04:33
Väderdata	Indata
Vind	2,4 m/s från sydost på 10 meters höjd
Ytråhet	Urban/skog
Molntäckning	8
Lufttemperatur	5 °C
Stabilitetsklass	E
Relativ luftfuktighet	93%
Källstyrka	Indata
Typ av läckage	Läckage från hål i vertikal cylindrisk tank
Typ av lagringstank	Stående cylinder
Tankdiameter	2,3 meter

Tanklängd	2,7 meter
Tankvolym	11,2 m ³
Ämnets lagringsfas	Vätska
Tankfyllnad	80%
Öppning	Cirkulärt hål på 5 centimeter i diameter, placerat i botten av tanken

Tabell 25: Icke ämnesspecifika indata till simuleringar i Spridning luft

Platsdata	Indata
Plats	Götaland
Tid	04/02/2005 klockan 04:33
Väderdata	Indata
Vind	2,4 m/s från sydost på 10 meters höjd
Yträhet	Urban/skog
Molntäckning	Mulet
Lufttemperatur	5 °C
Stabilitetsklass	E
Källstyrka	Indata
Typ av läckage	Läckage från hål i vertikal cylindrisk tank
Typ av lagringstank	Stående cylinder
Tankdiameter	2,3 meter
Tanklängd	2,7 meter
Tankvolym	11,2 m ³
Ämnets lagringsfas	Vätska
Tankfyllnad	80%
Öppning	Cirkulärt hål på 19,63 cm ³ , placerat i botten av tanken

Tabell 26: Indata till simuleringar i ALOHA och Spridning luft

Ämne	Lagringstemperatur	Lagringsmängd
Ammoniak	-33 °C	6 115 kg
Klorgas	-34 °C	13 991 kg

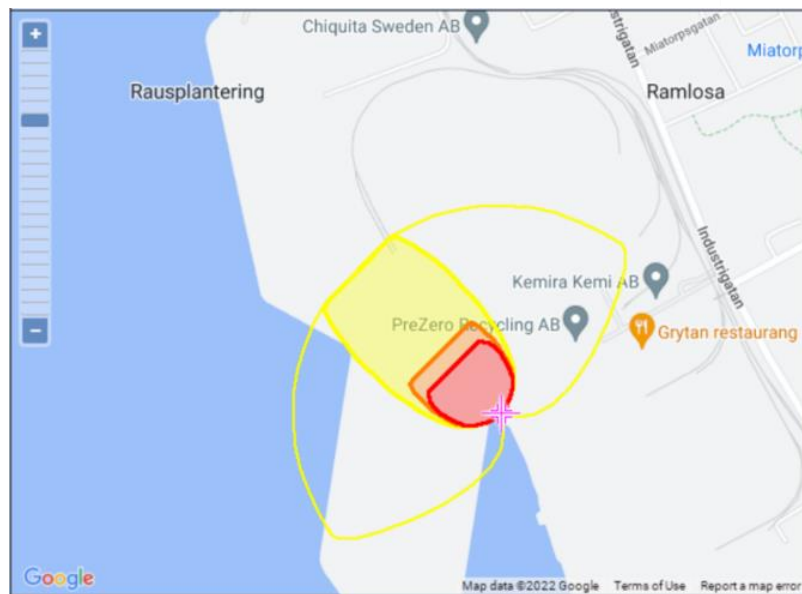
Kolmonoxid	-191,5 °C	7 104 kg
Väteklorid	-85 °C	10 712 kg
Svaveldioxid	-10 °C	13 126 kg
Fluorgas	-188,2 °C	13 500 kg

Ammoniak

ALOHA

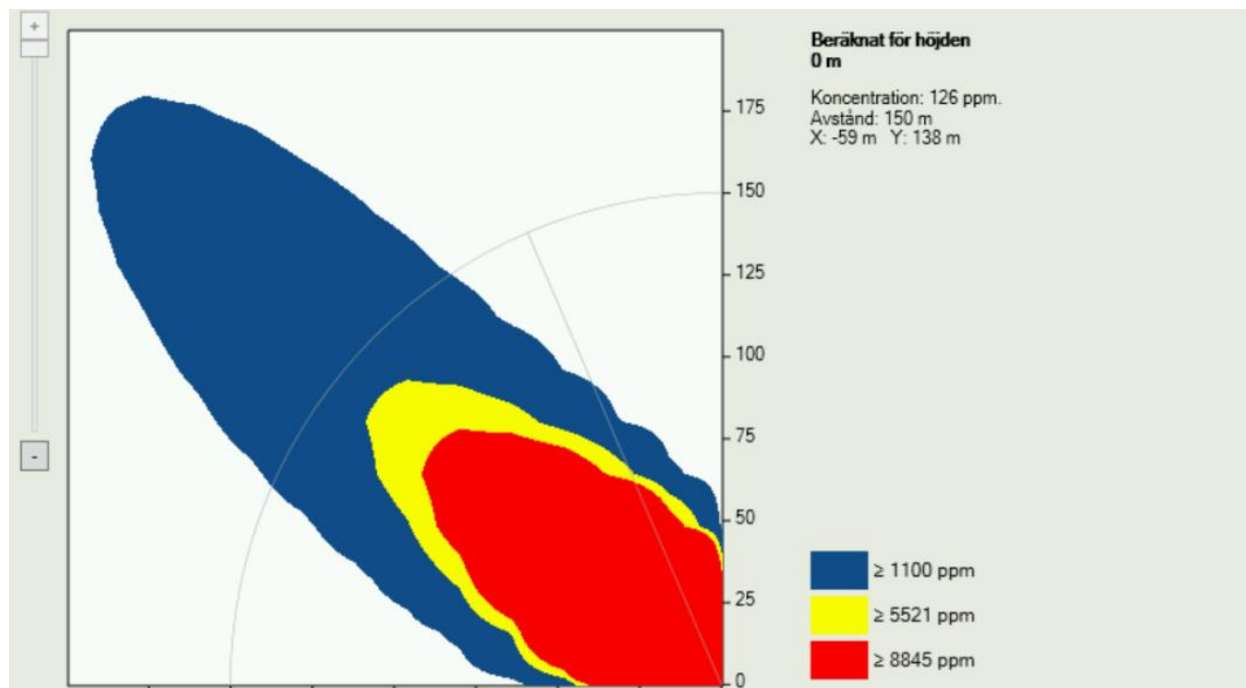
THREAT ZONE

■ Red	142 meters	6150 mg/(cu m)
■ Orange	184 meters	3838 mg/(cu m)
■ Yellow	430 meters	1100 ppm = AEGL-3 (60 min)



Figur 29: Skyddsavstånd Ammoniak

Spridning luft



Figur 30: Skyddsavstånd Ammoniak




Tabell 27: Avstånd till respektive skyddsavstånd i Spridning luft för ammoniak

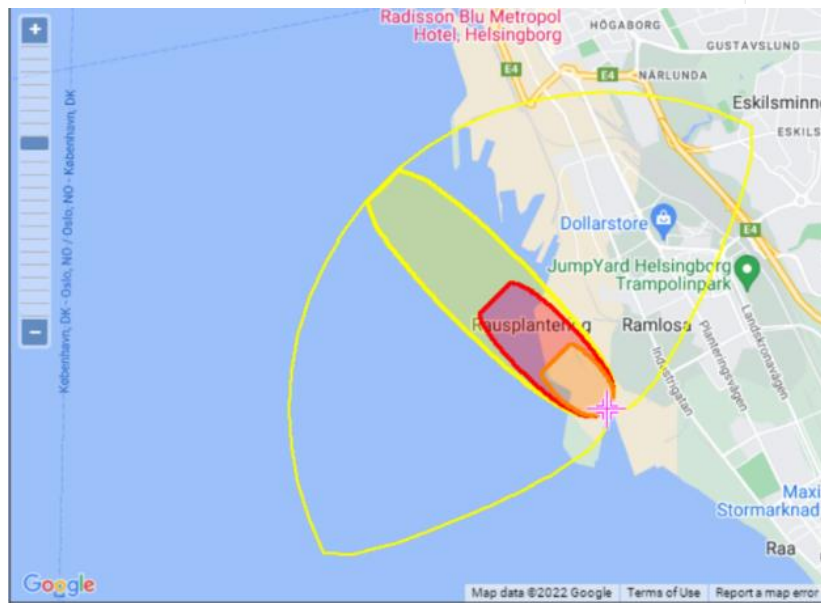
Typ	Färg	Avstånd
Nya	Röd	114
Gamla	Gul	136
AEGL3	Blå	256

Klorgas

ALOHA

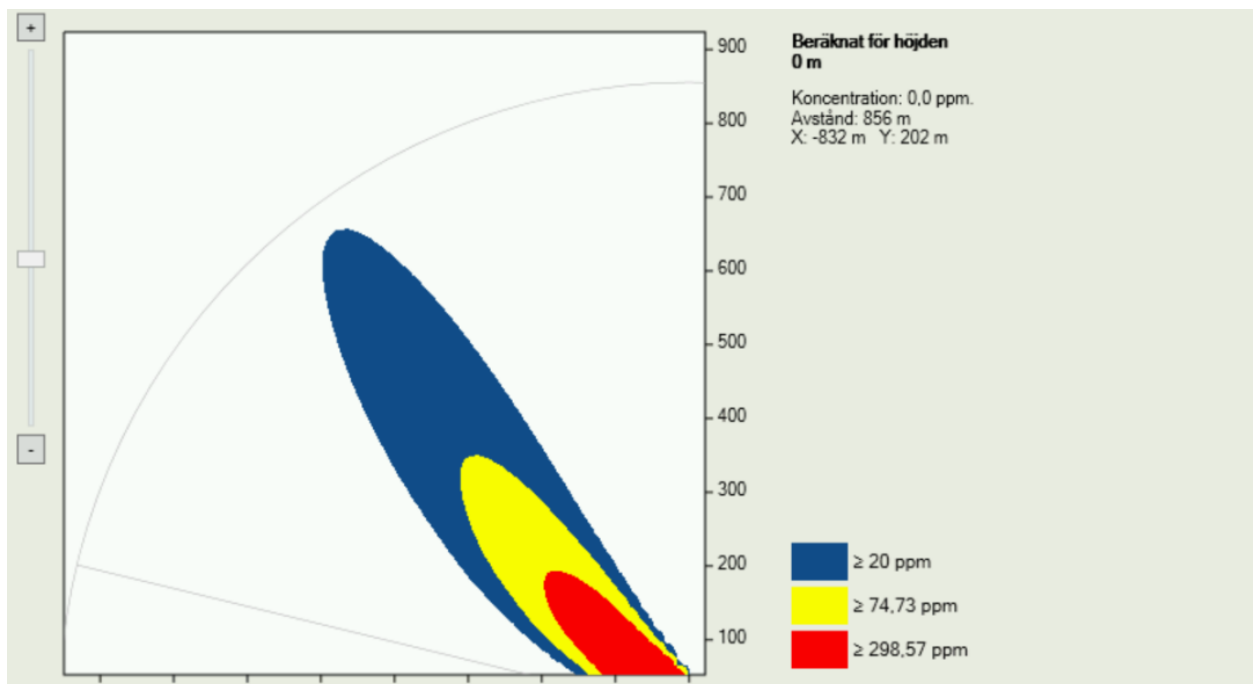
THREAT ZONE

 Red	1.3 kilometers	217 mg/(cu m)
 Orange	598 meters	868 mg/(cu m)
 Yellow	2.6 kilometers	20 ppm = AEGL-3 (60 min)



Figur 31: Skyddsavstånd Klorgas

Spridning luft



Figur 32: Skyddsavstånd Klorgas




Tabell 28: Avstånd till respektive skyddsavstånd i Spridning luft för klorgas

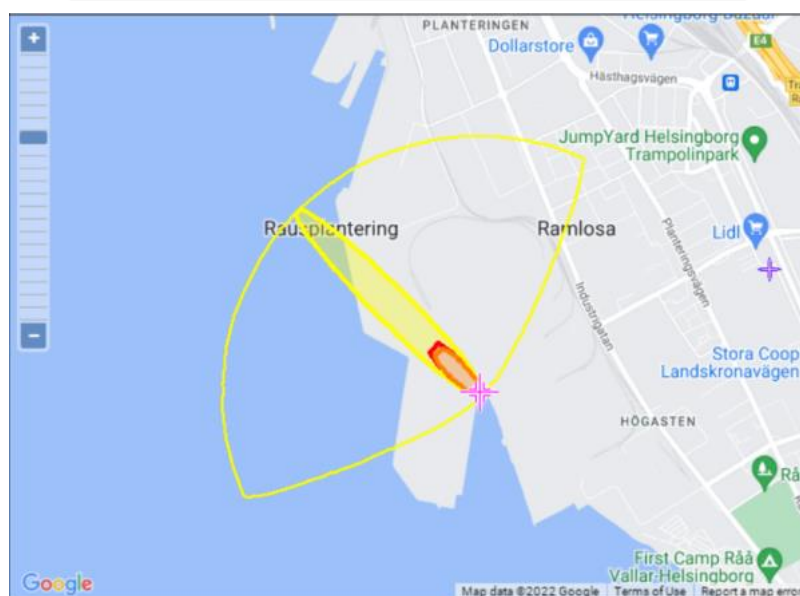
Typ	Färg	Avstånd (m)
Nya	Gul	459
Gammal	Röd	270
AEGL3	Blå	810

Kolmonoxid

ALOHA

THREAT ZONE

 Red	274 meters	3431 mg/(cu m)
 Orange	246 meters	4047 mg/(cu m)
 Yellow	1.1 kilometers	330 ppm = AEGL-3 (60 min)






Figur 33: Skyddsavstånd Kolmonoxid

Väteklorid

ALOHA

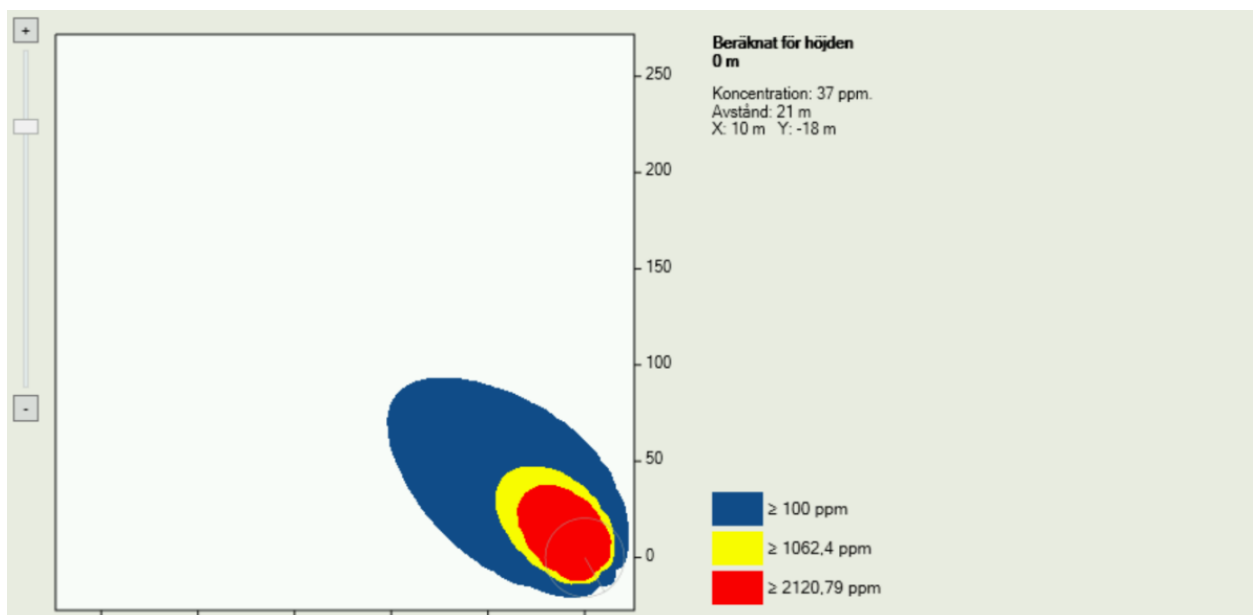
THREAT ZONE

 Red	252 meters	3166 mg/(cu m)
 Orange	374 meters	1586 mg/(cu m)
 Yellow	1.4 kilometers	100 ppm = AEGL-3 (60 min)



Figur 34: Skyddsavstånd Väteklorid

Spridning luft



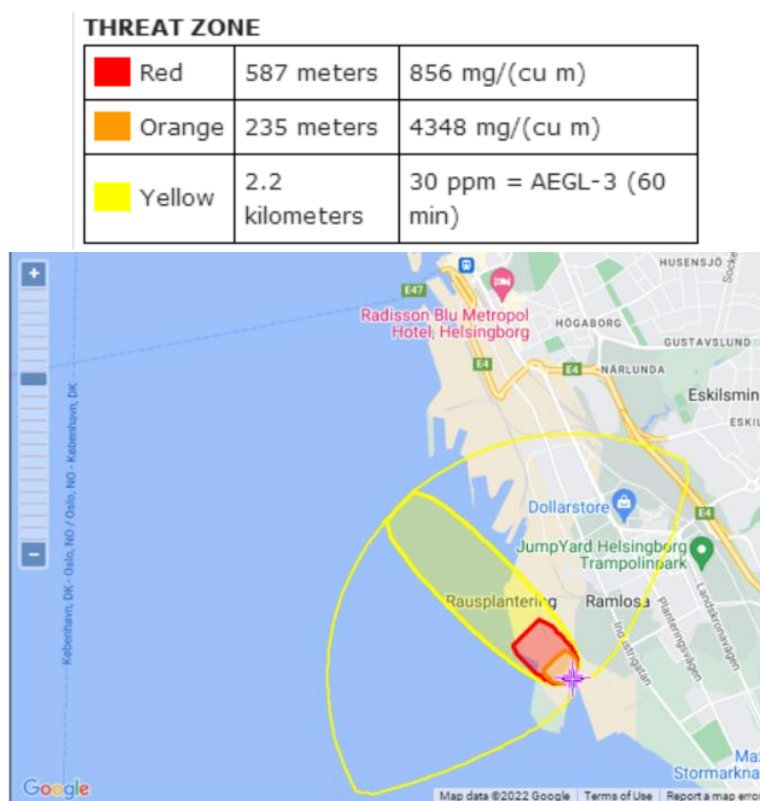
Figur 35: Skyddsavstånd Väteklorid

Tabell 29: Avstånd till respektive skyddsavstånd i Spridning luft för väteklorid

Typ	Färg	Avstånd (m)
Nya	Röd	45
Gammal	Gul	59
AEGL3	Blå	129

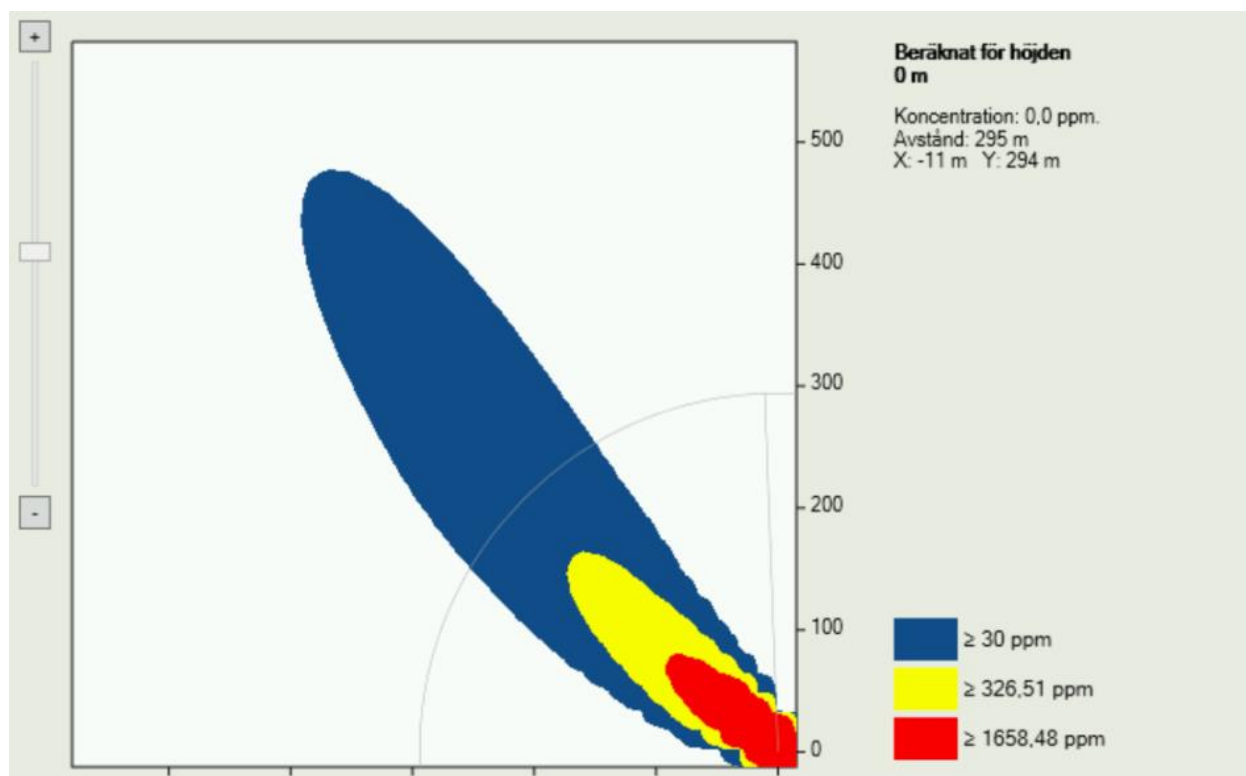
Svaveldioxid

ALOHA



Figur 36: Skyddsavstånd Svaveldioxid

Spridning luft



Figur 37: Skyddsavstånd Svaveldioxid




Tabell 30: Avstånd till respektive skyddsavstånd i Spridning luft för svaveldioxid

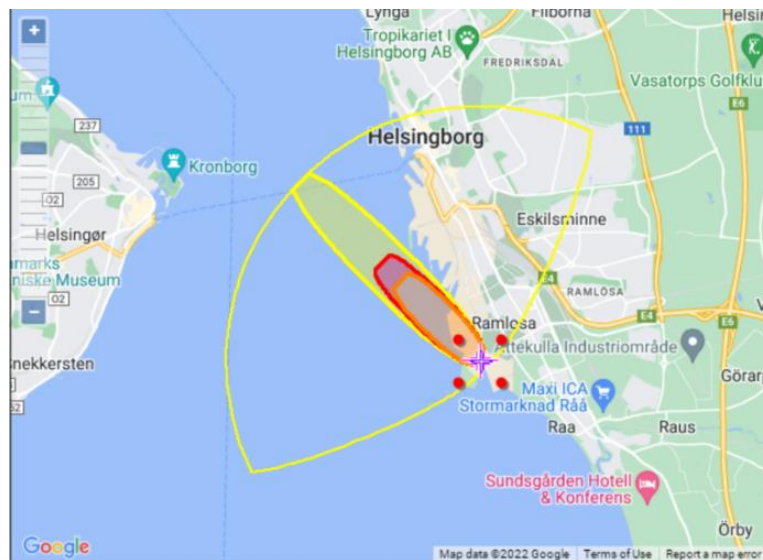
Typ	Färg	Avstånd (m)
Nya	Gul	231
Gammal	Röd	117
AEGL3	Blå	605

Fluorgas

ALOHA

THREAT ZONE

 Red	2.5 kilometers	67 mg/(cu m)
 Orange	2.0 kilometers	97 mg/(cu m)
 Yellow	4.5 kilometers	13 ppm = AEGL-3 (60 min)



Figur 38: Skyddsavstånd Fluorgas

Bilaga E. Ekvationer för handberäkningar

Källmodell

Ekvationerna som hör till källmodellen beskriver bland annat utsläppets mängd, massflöde, rörelsemängd och anda storheter som har inverkan på spridningen och koncentrationen.

Ekvationen för en underkyld vätskas massflöde är beskrivna av Fischer, o.a. (1997) och återges i ekvation (1).

$$Q = \frac{C_d A U_e}{v_f} \quad (1)$$

C_d = Kontraktionsfaktor (-)

A = Tvärsnittsarea, öppning (m²)

U_e = Utloppshastighet (m/s)

v_f = Volymitet hos vätska (m³/kg)

Parametern U_e beräknas genom ekvation (2).

$$U_e = \sqrt{2v_f(P_0 - P_a)} \quad (2)$$

Termen P_0 refererar till stagnationstrycket i behållaren vilket i sin tur är beroende av vätsketrycket samt det tryck som finns i behållaren. För en underkyld vätska antas detta vara atmosfärstryck. Denna term fås av ekvation (3).

$$P_0 = \frac{g\Delta H}{v_f} + P_T \quad (3)$$

g = gravitationskonstant (m/s²)

ΔH = vätskans höjd över hålet (m)

P_T = Tryck i behållare (Pa)

För fall där stagnationstrycket överensstämmer med atmosfärstrycket kan ekvation (4) brukas för att ta reda på massflödet vid en specifik tid.

$$Q_t = Q_0 - \frac{Q_0^2 v_f}{2A_b \Delta H_0} t \quad (4)$$

Termen Q_0 är ursprungsflödet som erhålles via ekvation (1), ΔH_0 är den höjd som anges i ekvation (3).

A_b = Behållarens inre tvärsnittsarea (m^2)

t = tid (s)

Initial utspädning

Sedermera följer ekvationer i modellen för hur den initiala utspädningen som behandlar hur själva utsläppskällan påverkar spridningsförloppet, snarare än atmosfärens egen turbulens. Här bestäms det huruvida utsläppet ska modelleras enligt en jetmodell, modell för spridning i lävak eller likande. I detta arbete antogs den initiala utspädningsprocessen vara okänd och därav följer beräkningsgången enligt övergångsvillkor 1.

Övergångsvillkor 1

Resultatet av modellen för initial utspädning bildar då övergångsvillkor 1, som bestämmer vilka dimensioner utsläppsmolnet ska ha i atmosfärspridningsmodellen, samt var modellen ska börja gälla. Om den initiala utspädningsprocessen är okänd rekommenderar Fischer o.a. (1997) att $x=0$ för atmosfärspridningsmodellen sätts i källpunkten och minimivärden för den initiala dimensionsmått beräknas enligt ekvation (5).

$$\sigma_{y0} = \sigma_{z0} = 0.6 \sqrt{\frac{Q}{\rho_a U} \frac{m_g + m_a}{m_g}} \quad (5)$$

ρ_a = Luftens densitet (Pa)

Q = Massflödet från källan (kg/s)

U = Advektionshastighet eller vindhastighet (m/s)

m_g = molvikt substans (kg/mol)

m_a = molvikt luft (kg/mol)

Tunggasmodell

För atmosfärsspridning nyttjas antingen en modell där passiv spridning verkar direkt eller en kombination av modell för initial tunggasspridning åtföljt av modell för passiv spridning (Fischer, o.a., 1997). I tunggasmodellen så innefattar gasmolnet kemikalier med så hög molekylär vikt eller aerosoler, som har tillräckligt hög densitet för att gravitationen starkt ska påverka hur molnet förflyttar sig (Markiewicz, 2006).

$$\sigma_y = [\sigma_{y0}^{1,5} + 0,35\sqrt{L_b x}]^{2/3} \quad (6)$$

$$\sigma_z = \frac{\left(x + \sqrt{85\pi K_r^{-1} K_s \sigma_{z0} \sigma_0}\right)^2}{85\pi K_r^{-1} K_s \sigma_y} \quad (7)$$

Parametrarna K_s och K_r i ekvation (6) och (7) anges nedan.

$K_s = 1$ vid Pasquillklass A-D

$K_s = 1,75$ vid Pasquillklass E

$K_s = 3,5$ vid Pasquillklass F

$$K_r = \left(\frac{z_0}{z_{01}}\right)^{0,2}$$

$$mg_e = mg \left[1 + \frac{c_{pg}(T_a - T_f)}{c_{pa}T_a}\right] \quad (8)$$

T_f = Gasens temperatur före utsläppet (K)

T_a = Lufttemperatur (K)

c_{pg} = Specifik värme hos gas (J/kgK)

För att beräkna koncentrationen i en tunggasplym brukas, enligt Fischer, oa. (1997) ekvation (9):

$$\chi(x) = \frac{85Q K_r^{-1} K_s}{\left(x + \sqrt{85\pi K_r^{-1} K_s \sigma_{z0} \sigma_{y0}}\right)^2 U} \quad (9)$$

Övergångsvillkor 2

Huruvida tunggasmodellen kommer nyttjas eller om den initiala utspädningsmodellen direkt övergår till modell för passiv spridning undersöks i övergångsvillkor 2. Om resultatet av övergångsvillkoret leder till ett x_{max} -värde som är mindre än noll så leder det till en direkt övergång till passiv spridning. Om både passiv- och tungasspridningsmodellerna kommer att användas så bestämmer övergångsvillkor 2 molnets plats och dimension vid övergången mellan atmosfärsspridningsmodellerna.

$$x \leq 0,037 \frac{L_b}{\sigma'_{yp}} - \frac{\sigma_{y0}^{3/2}}{0,35L_b^{1/2}} = X_{max} \quad (10)$$

$$\sigma'_{yp} = \beta \left(\frac{z_0}{z_{03}}\right)^{0,2} \quad (11)$$

Parametern β bestäms utifrån vilken Pasquillklass som råder och enligt Fischer, oa., (1997) gäller då följande:

$\beta = 0,08$, Pasquillklass D

$\beta = 0,06$, Pasquillklass E

$\beta = 0,04$, Pasquillklass F

Vid Pasquillklass A-C finns det ingen experimentell data tillgänglig, men att sätta $\beta = 0,08$ kommer inte att underskatta koncentrationen enligt Fischer, oa. (1997).

Passiv spridning

Modell för passiv spridning, där gravitationseffekterna på gasmolnet är försumbara då densiteten hos kemikalien är lägre än den omgivande luftens densitet åtföljer antingen modell för initial utspädning alternativt tunggasmodell beroende på vilket resultat som erhålls från övergångsvillkor 2.

För att bestämma koncentrationen vid en viss punkt nyttjas följande formel, angiven som ekvation [8:22] enligt Fischer, o.a., (1997) illustreras i ekvation (12).

$$\chi = \frac{Q}{2\pi\sigma_y(x)\sigma_z(x)U} e^{-\frac{y^2}{2\sigma_y^2}} \left[e^{-\frac{(z-H_{eff})^2}{2\sigma_z^2}} + e^{-\frac{(z+H_{eff})^2}{2\sigma_z^2}} \right] \quad (12)$$

Då det oftast är koncentrationer i mitten och vid marken av den plym som är av störst intresse förenklas ekvation (12) till följande:

$$\chi = \frac{Q}{2\pi\sigma_y(x)\sigma_z(x)U} \quad (13)$$

χ = koncentration (kg/m^3)

Q = Massflöde (kg/s)

U = Vindhastighet (m/s)

H_{eff} = Utsläppshöjd (m)

Z = Höjd över marken (m)

σ_y, σ_z = Standardavvikelser (-)

Standardavvikelserna σ_y och σ_z erhålls via ekvation (14) och (15).

$$\sigma_y = \frac{a_y(x+x_{y0})}{(1+b_y(x+x_{y0}))^\gamma} K_{rp} K_{yt} \quad (14)$$

$$\sigma_z = \frac{a_z(x+x_{z0})}{(1+b_z(x+x_{z0}))^{\nu}} K_{rp} \quad (15)$$

Parametrarna x_{y0} och x_{z0} är avstånd till vad Fischer, o.a. (1997) beskriver som virtuella källor. Dessa kan beräknas vidare med metoder angivna i Fischer, oa. (1997). Den rådande stabilitetsklassen ger paramterarna a_z och a_y . Korrigeringsfaktor (K_{rp}) och medelvärdesbildningstiden (K_{yt}) påverkar den horisontella spridningen. För att erhålla maximala värden sätts dessa parametrar till 1 (Thomasson, 2017; Tyréns AB, 2017). Skulle tunggasspridning föreligga sker beräkningen av σ_y och σ_z enligt ekvation (6) och (7).

Övergångsvillkor 3

I Figur 7 presenteras även övergångsvillkor 3 för att redovisa det faktum att den empiriskt baserade atmosfärsspridningsmodellen för passiv spridning har ett begränsat giltighetsområde (Fischer, o.a., 1997). Detta appliceras inte i denna studie då beräkningen av spridningen avslutas då medlet fortfarande har dödliga koncentrationer.