

Värdering av föroreningsrisk

Ett förslag till angreppssätt
för värdering av föroreningsrisk
till följd av emission från en vägkonstruktion

Karin Holmkvist

Stockholm, 2005

Värdering av föroreningsrisk - Ett förslag till angreppssätt för värdering av föroreningsrisk till följd av emission från en vägkonstruktion

Karin Holmkvist

ISSN 1651-0194

TRITA-INFRA EX 05-020

ISRN KTH/INFRA/EX--05/020--SE

Number of pages: 75

Keywords

evaluation, risk evaluation, contamination, risk of contamination, minor risk of contamination, significant risk of contamination, road construction, emission, endpoint, benefit, risk criteria, natural material, secondary material

Sökord

värdering, riskvärdering, förorening, föroreningsrisk, ringa föroreningsrisk, inte endast ringa föroreningsrisk, vägkonstruktion, emission, skyddsobjekt, nytta, riskkriterium, naturmaterial, restmaterial

Abstract

When constructing a road the risk of emission of substances from the used materials to the surrounding environment has to be evaluated. The aim of this study is to present a proposal for how to evaluate the risk of contamination as a result of emission from the materials in a road construction. The study is based on literature studies, an inventory and a questionnaire that examines how experts in governmental agencies, industries and universities evaluate the risk of contamination. The inventory indicates that guidelines for evaluating the risk of emission from secondary materials in a road construction do not exist. The conclusions from the questionnaire are: that there is no common way to evaluate the risk of contamination as a result of emission from materials in the road construction, there is no uniform interpretation of the terms 'minor' and 'significant' risk of contamination and that the evaluation is subjective. The proposed method for evaluation of risk of contamination is based on four steps; identify an endpoint, estimate the magnitude of risk of contamination, set the risk in relation to the benefits with the road construction and determine whether the risk of contamination is acceptable.

Language

swedish

Institutionen för Infrastruktur
Gruppen för Säkerhetsforskning
KTH – Infrastruktur
SE – 100 44 Stockholm

The department of Infrastructure
Center for Safety Research
KTH - Infrastruktur
SE – 100 44 Stockholm

www.infra.kth.se

www.infra.kth.se

Förord

Detta examensarbete utgör den avslutande delen på min utbildning till civilingenjör i Riskhantering vid Lunds Tekniska Högskola och omfattar 20 poäng. Arbetet är utfört vid Gruppen för säkerhetsforskning på Kungliga Tekniska Högskolan, Stockholm, och hos Ecoloop, Stockholm.

Jag vill framföra ett stort tack till mina handledare Per Näsman vid Gruppen för säkerhetsforskning och Bo Svedberg vid Ecoloop för deras stöd och engagemang i mitt arbete.

Tack till David Hansson, Naturvårdsverket, som förde diskussionen vid min presentation av examensarbetet.

Tack också till alla er som besvarade min enkät, och till alla er på Ecoloop för den goda kamratandan.

Stockholm, januari 2005

Karin Holmkvist

Sammanfattning

Vid projektering av en väg tas en rad olika hänsyn. En sådan hänsyn är den risk för förorening, som kan uppkomma till följd av emission från material i en vägkonstruktion. För att avgöra om ett material medför en acceptabel föroreningsrisk krävs det att risken värderas.

Syftet med examensarbetet är att presentera ett angreppssätt för att värdera föroreningsrisk till följd av emission från material i en vägkonstruktion. Arbetet belyser även hur sakkunniga, verksamma inom myndigheter och privat näringsliv värderar risken för förorening.

Arbetet baseras på litteraturstudier samt på den inventering och den enkätundersökning som jag genomfört. I inventeringen undersöks vilka riskkriterier som används vid värdering av föroreningsrisk. Enkäten syftar till att undersöka hur, verksamma inom myndigheter, näringsliv och universitet, värderar risken för förorening till följd av emission från material i en vägkonstruktion. Tankegången i den modell, som utgör stommen i arbetet bygger på tankesättet i riskhanteringsprocessen, vilket kort kan sammanfattas med att risken i ett system analyseras därefter värderas och slutligen reduceras eller kontrolleras. Tyngdpunkten i arbetet ligger på hur risk ska värderas.

Det system som studeras är platsspecifikt och består av en vägkonstruktion placerad i en omgivning. I vägkonstruktionens omgivning finns det en rad olika objekt som bör skyddas. Skyddsobjektet i detta fall är grundvattnet. Graden av föroreningsrisk i ett system kan uppskattas utifrån kunskap om sannolikheten för och konsekvensen av emission av ämnen. Med föroreningsrisk avses i arbetet en kombination av sannolikheten för att ämnen emitterar från ett material i en vägkonstruktion och den negativa effekt eller efterföljande konsekvens, som ämnena kan ge upphov till i grundvattnet. För att besluta om graden av föroreningsrisk i ett system kan accepteras krävs det att risken värderas. En riskvärdering bör inte endast baseras på graden av risk utan aspekter som eventuella nyttor och osäkerhet måste vägas in i värderingen. För att underlätta riskvärdering kan riskkriterier användas.

Resultatet av inventeringen visar att det inte finns några vedertagna riskkriterier för värdering av ett materials föroreningsrisk, utan de kriterier som används utgörs bl.a. av dricksvattenkriterier och kriterier för förorenad mark. Av resultatet framgår även att det på olika håll i Sverige har etablerats olika praxis för användning av restmaterial.

Enkäten består av fyra scenarion, vilka redovisar spridningen av ämnen med grundvattnet. Svarspersonernas uppgift är att i respektive scenario värdera risken för förorening av grundvattnet, skyddsobjekt, i de tre svarsalternativen *obetydlig*, *ringa* eller *inte endast ringa*. Begreppet obetydlig föroreningsrisk framarbetas i arbetet och termerna ringa och inte endast ringa föroreningsrisk hämtas från förordning (1998:899) om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd. Enkäten visar att svarspersonerna värderar risken för förorening olika. Både inom och mellan de tre verksamhetsområdena är svaren fördelade över de olika svarsalternativen. Detta resultat visar på att det inte finns ett gemensamt förhållningssätt till hur risken för förorening ska värderas, att det inte finns någon enhetlig tolkning av begreppen ringa

och inte endast ringa föroreningsrisk och att andra aspekter än föroreningsrisk och skyddsobjekt förefaller vägas in i en värdering.

Baserat på den information som framkommit från litteraturstudierna, inventeringen och enkätundersökningen presenteras här ett förslag på angreppssätt för en platsspecifik värdering av föroreningsrisken till följd av emission från en vägkonstruktion.

- Identifiera skyddsobjekt. För vem eller vad i ett system, bestående av en vägkonstruktion och dess omgivning, ska risken vara acceptabel?
- Uppskatta graden av föroreningsrisk hos det valda skyddsobjektet i systemet och låt det vara utgångspunkt för värderingen. Var medveten om att risken är befast med en viss grad av osäkerhet, vilket kan innebära att den i verkligheten visar sig bli större eller mindre än uppskattningen.
- Ställ risken för förorening i systemet i relation till den nytta som systemet kan medföra. Nyttan kan vara miljömässig, ekonomisk, teknisk, kvalitetsmässig, etc.
- Acceptabel föroreningsrisk. Förslagsvis kan svarsalternativen, vid en värdering, indelas i fyra nivåer vilka är kopplade till kriterier för att kontrollera eller reducera risken. Nivåerna kan även sammanlänkas med den terminologi som används och den prövningsplikt som råder enligt den del i bilagan till förordning (1998:899) om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd, som behandlar avfall.

För att framtida värderingsprocesser av föroreningsrisken i ett system ska underlättas och framförallt genomföras enhetligt bör en modell för uppskattning av graden av föroreningsrisk och riskkriterier utformas efter valda skyddsobjekt.

Summary

Several aspects have to be taken into consideration at a road planning. One is the risk of contamination as a result of emission from materials used in the road construction. To determine whether emission from materials used is acceptable, the magnitude of the risk of contamination has to be evaluated.

The aim of this study is to present a proposal for how to evaluate the risk of contamination as a result of emission from the materials in a road construction. The study will also illustrate how experts in governmental agencies, industries and universities evaluate the risk of contamination.

The study is based on literature studies, an inventory and a questionnaire. The purpose with the inventory is to examine risk criteria, whereas the questionnaire aims to examine how experts evaluate the risk of contamination. The model used in this study is based on the risk management model, which consists of risk analysis, risk evaluation and risk reduction/-control.

The studied system consists of a road construction and the surrounding environment. In the surrounding environment there are several endpoints that need to be protected from contamination. In this study groundwater is the endpoint that should be protected. To determine whether the risk of contamination in a system is acceptable or not it has to be evaluated. The risk of contamination can be estimated as the probability of emission and the probable magnitude of its negative effects in the groundwater. The risk evaluation should not only be based on the magnitude of risk but also in regard to the benefits with the system. For this purpose risk criteria can be used to facilitate the risk evaluation.

The inventory indicates that guidelines for evaluating the risk of emission from secondary materials in a road construction do not exist. The criteria used today, are for example the Swedish National Food Administrations criteria for drinking-water and the Swedish National Environmental Protection Agency criteria for contaminated sites.

The questionnaire consists of four scenarios. Each scenario describes the diffusion of substances with the groundwater. The task, in the four scenarios, is to evaluate the risk of contamination of the groundwater as insignificant, minor or significant. The terms minor and significant are from the Ordinance (1998:899) concerning Environmentally Hazardous Activities and The Protection of Public Health. The term insignificant is only used as a complement to the other two terms. The questionnaire indicates that experts at governmental agencies, industries and universities evaluate the risk of pollution differently. The results indicate that there is no common way to evaluate the risk of pollution as a result of emission from materials in a road construction, and no uniform interpretation of the terms minor and significant risk of contamination. Further, the questionnaire indicates that the risk of contamination and the endpoint are not the only aspects that governmental agencies, industries and universities take into consideration when evaluating the risk of contamination.

A proposal for how to evaluate the risk of contamination from materials in a road construction based on the literature studies, the inventory and the questionnaire.

- Identify the objects to protect, endpoint. To whom or what in the system should the risk of contamination be acceptable?
- Estimate the magnitude of risk of contamination for the chosen endpoint. Use this as the starting point for the evaluation. Be aware of the uncertainty in the magnitude of risk.
- Set the risk of contamination in relation to the benefits of the system. The benefits can be environmental, economic, technical etc.
- What is the acceptable risk of contamination? Suggestively, the answers can be divided into four different levels and be used together with the part of the Ordinance (1998:899) concerning Environmentally Hazardous Activities and The Protection of Public Health that consider waste materials.

To make future evaluation processes easier and more uniform a model of how to estimate the magnitude of risk of contamination needs to be established. Suggestively, risk criteria for certain valuable endpoints have to be designed.

Innehållsförteckning

FÖRORD	I
SAMMANFATTNING	II
SUMMARY	IV
INNEHÅLLSFÖRTECKNING	VI
1 INLEDNING	1
1.1 BAKGRUND.....	1
1.2 SYFTE	1
1.3 AVGRÄNSNINGAR	1
1.4 METOD	2
1.4.1 Litteraturstudie.....	2
1.4.2 Inventering – riskkriterier	2
1.4.3 Enkät – värdering av föroreningsrisk.....	2
1.4.4 Angreppssätt för värdering av föroreningsrisk.....	2
2 BEGREPPSFÖRKLARINGAR	3
2.1 FÖRORENING	3
2.2 RISK.....	3
2.2.1 Sannolikhet	3
2.2.2 Konsekvens	4
2.3 FÖRORENINGSRISK	5
3 VÄGEN OCH DESS OMGIVNING	6
3.1 VÄGKONSTRUKTION	6
3.1.1 Naturmaterial	6
3.1.2 Restmaterial	6
3.2 OMGIVNING	7
3.2.1 Skyddsobjekt.....	8
4 RISKTEORI	9
4.1 RISKPERSPEKTIV	9
4.1.1 Tekniskt perspektiv	9
4.1.2 Socialkonstruktivistiskt perspektiv	9
4.2 RISKHANTERINGSPROCESSEN	9
4.2.1 Tekniskt system	10
4.2.2 Miljösystem	11
4.3 MODELL FÖR RISKBEDÖMNING AV RESTMATERIAL.....	11
5 MODELL	13
5.1 UTFORMNING.....	13
6 SYSTEMDEFINIERING	14
6.1 AVGRÄNSNING I TID OCH RUM	14
6.2 RISKKÄLLA	14
7 EMISSION	15
7.1 EMISSIONSSÄTT	15
7.2 VÄGKONSTRUKTION	15
7.3 MATERIALKARAKTERISERING	15
7.3.1 Materialtekniska egenskaper.....	16
7.3.2 Miljömässiga egenskaper.....	16
7.4 OMGIVNING	18
7.5 SAMMANSTÄLLNING.....	18

8	EFFEKT OCH KONSEKVENNS	20
8.1	PÅVERKAN, EFFEKT OCH KONSEKVENNS	20
9	VÄRDERING AV RISK	22
9.1	RISKVÄRDERING	22
9.1.1	Risikkriterier	22
9.1.2	Nyttoaspekt	23
9.1.3	Tidsaspekt	23
9.1.4	Osäkerhet	23
9.1.5	Riskuppfattning	23
9.2	TILLVÄGAGÅNGSSÄTT FÖR RISKVÄRDERING	24
9.2.1	Riskbaserad utgångspunkt	24
9.2.2	Regelbaserad utgångspunkt	25
9.2.3	Multikriteriabaserad utgångspunkt	25
9.3	DAGENS ANGREPPSSÄTT	26
9.3.1	Förordning (1998:899) om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd	26
9.3.2	Värdering i svenska modeller	26
9.3.3	Värdering i utländska modeller	27
10	INVENTERING – RISKKRITERIER	29
10.1	SYFTE	29
10.2	UTFÖRANDE	29
10.3	RESULTAT	29
10.3.1	Praxis	31
11	ENKÄT – VÄRDERING AV FÖRORENINGSRISK	32
11.1	SYFTE	32
11.2	UTFORMNING	32
11.2.1	Scenario	32
11.2.2	Uppgift	33
11.2.3	Utskick	34
11.3	RESULTAT	34
11.3.1	Scenario A – klorid	35
11.3.2	Scenario B – zink	36
11.3.3	Scenario C – kadmium	36
11.3.4	Scenario D – klorid, zink och kadmium	37
11.4	DISKUSSION	37
12	ANGREPPSSÄTT FÖR VÄRDERING AV FÖRORENINGSRISK	39
12.1	INLEDNING	39
12.2	SKYDDSOBJEKT	40
12.3	BAS FÖR VÄRDERING	41
12.3.1	Grad av föroreningrisk	41
12.3.2	Osäkerhet	42
12.4	VÄRDERING	42
12.4.1	Nytta	43
12.4.2	Riskuppfattning	43
12.5	ÄR RISKEN FÖR FÖRORENING ACCEPTABEL?	44
12.6	RISKKRITERIER FÖR VALDA SKYDDSOBJEKT	45
12.7	VEM SKA AVGÖRA OM RISKEN ÄR ACCEPTABEL?	45
12.8	FÖRSLAG TILL ANGREPPSSÄTT	46
	REFERENSLISTA	47
	BILAGA 1	I
	BILAGA 2	I
	BILAGA 3	I
	BILAGA 4	I
	BILAGA 5	I

1 Inledning

1.1 Bakgrund

Vid projektering av en väg tas en rad olika hänsyn. Det kan vara utformningen av vägkonstruktionen, vägens miljömässiga påverkan eller vägmaterialets tekniska egenskaper. Allt för att finna den lösning som är mest lämplig. I denna lösning måste också hänsyn tas till den risk för förorening som ett material, natur- eller restmaterial, kan ge upphov till.

Naturmaterial är den vanligaste huvudkomponenten vid anläggning av en vägkonstruktion, men användningen av restmaterial ökar. Restmaterial, som uppkommer inom verksamhetsområden som metallindustri och avfallsförbränning, har visat sig inneha tekniska egenskaper, som gör dem lämpliga att använda som material vid byggande av vägar och andra typer av geokonstruktioner.

Restmaterial kan innehålla ämnen som endast förekommer i låga halter i miljön. Vissa restmaterial kan därför utgöra en källa till förorening i den miljö de placeras. För att restmaterial ska kunna användas som konstruktionsmaterial krävs det kunskap om dess miljömässiga egenskaper, om den konstruktion som materialen placeras i och konstruktionens omgivning.

Det pågår arbete med att ta fram metoder och modeller för att karakterisera ett restmaterials miljömässiga egenskaper. Olika standardiserade laboratorieundersökningar, som kan användas för att identifiera totalhalten av olika ämnen i ett material och för bestämning av hur stor halt ämnen som emitterar, är under framarbetning. Det pågår även arbete med att ta fram spridningsmodeller, som visar på vilka halter av ämnen som emitterar från ett material placerat i t.ex. en vägkonstruktion.

När resultaten från dessa arbeten finns färdiga kommer vi att få en god kunskap om och förståelse för ett materials miljömässiga påverkan. Kunskap som kan ligga till grund för beslut. För att ett material ska kunna användas i en konstruktion räcker det inte att identifiera emissionen av ämnen. Ställning måste också tas till om ett materials påverkan på den omgivning det placeras i är acceptabel.

1.2 Syfte

Syftet med examensarbetet är att presentera ett angreppssätt för att värdera föroreningsrisk till följd av emission från material i en vägkonstruktion. Examensarbetet belyser även hur sakkunniga, verksamma inom myndigheter och privat näringsliv värderar risken för förorening.

1.3 Avgränsningar

Fokus i mitt arbete ligger på värdering av risken för förorening av grundvatten till följd av utlakning från material i en vägkonstruktion. Vid värderingen tas således inte hänsyn till andra källor som t.ex. den spridning av ämnen till omgivningen som trafikens slitage på vägytan ger upphov till.

Arbetet har också avgränsats till att översiktligt presentera inom vilka områden, som det krävs kunskap för att bestämma graden av föroreningsrisk.

1.4 Metod

Kapitlet beskriver de moment som genomförts och de metoder som använts för att uppfylla syftet med mitt arbete.

1.4.1 Litteraturstudie

I arbetet genomförs litteraturstudier, i huvudsak, inom två områden.

- Den första litteraturstudien inleds med en mindre studie vars syfte är att skapa en övergripande förståelse för hur en vägkonstruktion byggs upp och vilka material som kan användas som konstruktionsmaterial. Med kunskap inom dessa områden genomförs litteraturstudiens huvudsyfte, vilket är att insamla kunskap om emissionen av ämnen från ett material i en vägkonstruktion till dess omgivning. Kunskap som söks är hur ämnen emitterar från ett material, vilka faktorer hos ett material och i en vägs utformning och omgivning som styr i vilken utsträckning ämnen emitterar.
- Den andra litteraturstudien syftar till att insamla kunskap om hur en riskvärdering genomförs, med avseende på vilka aspekter som bör beaktas förutom själva graden av risk.

1.4.2 Inventering – riskkriterier

I arbetets andra del genomförs en inventering vars huvudsyfte är att identifiera de riskkriterier som används vid värdering av föroreningsrisk samt om terminologin ringa och inte endast ringa föroreningsrisk används. Underlag till inventeringen inhämtas från myndigheter och materialtillverkare. Inventeringen syftar även till att skapa en bredare förståelse för hur en vägprojektering genomförs.

1.4.3 Enkät – värdering av föroreningsrisk

För att insamla kunskap från ett flertal olika verksamhetsområden och ett flertal personer väljs enkät som undersökningsmetod. Enkätens svarspersoner utgörs av personer verksamma inom länsstyrelser, miljökontor, näringsliv och universitet och som är sakkunniga inom områden som anknyter till det enkäten behandlar. Frågor som ska besvaras med hjälp av enkäten är:

- Värderar personer som får samma bakgrundsinformation risken för förorening på samma sätt?

om inte

- Värderar personer inom samma verksamhetsområden föroreningsrisken på samma sätt?

och

- Vilka faktorer inverkar på en persons värdering?

1.4.4 Angreppssätt för värdering av föroreningsrisk

I arbetets avslutande del används de tidigare delarna i arbetet som underlag för att diskutera olika aspekter som bör tas med vid värdering av föroreningsrisk. Förhoppningen är att diskussionen kan ge uppslag till angreppssätt och utgöra grund för vidare arbete inom området.

2 Begreppsförklaringar

Begreppet föroreningsrisk har en central plats i detta arbete och för att på ett enkelt sätt förklara innebörden av begreppet delas det upp i sina två komponenter förorening och risk.

2.1 Förorening

Arbetet har avgränsats till att behandla emission från ett material i en vägkonstruktion till grundvattnet i omgivningen. Utifrån denna avgränsning används Vattendirektivets definition på förorening för att förklara vad som, i detta arbete, avses med begreppet förorening.

En förorening definieras enligt Vattendirektivet som *”direkt eller indirekt tillförsel genom mänsklig verksamhet av ämnen eller värme till luft, vatten eller mark, som kan skada människors hälsa eller kvaliteten på akvatiska ekosystem eller på terrestra ekosystem som är direkt beroende av akvatiska ekosystem, som medför skada på materiell egendom eller försämrar eller hindrar möjligheterna att utnyttja de fördelar naturen erbjuder eller annan legitim användning av miljön”* (2000/60/EG).

2.2 Risk

Begreppet risk har inte en entydig betydelse utan dess innebörd varierar. I dagligt tal används risk med betydelsen att en negativ händelse kan inträffa, men det är inte säkert att händelsen inträffar (Sjöberg & Thedéen, 2003). Risk kan även ses som ett hot eller en fara, som en sannolikhet för en skadlig händelse eller som ett spridningsmått (Mattsson, 2000). Det vanligaste sättet att beskriva risk är som en *”kombination av en slumpmässig händelse med negativa konsekvenser för människors liv, hälsa eller miljö och sannolikheten för denna händelse”* (Sjöberg & Thedéen, 2003). I arbetet tolkas begreppet risk som en kombination av sannolikhet och konsekvens.

Måttet på risk kan presenteras antingen som ett talpar bestående av sannolikhet och konsekvens (Riskkollegiet, 1991) eller som en produkt av värdet på sannolikhet och av värdet på konsekvens, vilket av statistiker benämns som förväntat värde (Sjöberg & Thedéen, 2003).

2.2.1 Sannolikhet

En sannolikhet kan bestämmas utifrån statistisk data och utgör då ett mått på den relativa frekvensen, vilket är ett objektiva mått. I de fall det inte finns statistisk data att tillgå får värdet på sannolikheten uppskattas av experter inom området. Uppskattningen ger ett subjektivt värde på sannolikheten. (Thedéen, 2004-11-17) Det finns två synsätt på sannolikhet, det frekventistiska och det bayesianska.

- Det **frekventistiska** synsättet på sannolikhet beskrivs med ett tärningsexempel. En tärning kastas ett stort antal gånger och varje gång som tärningen visar en femma räknas. Kvoten mellan antalet kast som ger femma och det totala antalet kast ger ett mått på den relativa frekvensen. Om tärningen kan kastas oändligt många gånger kommer den relativa frekvensen att ge ett mått på sannolikheten för att få en femma vid ett tärningskast. Sannolikheten för att få

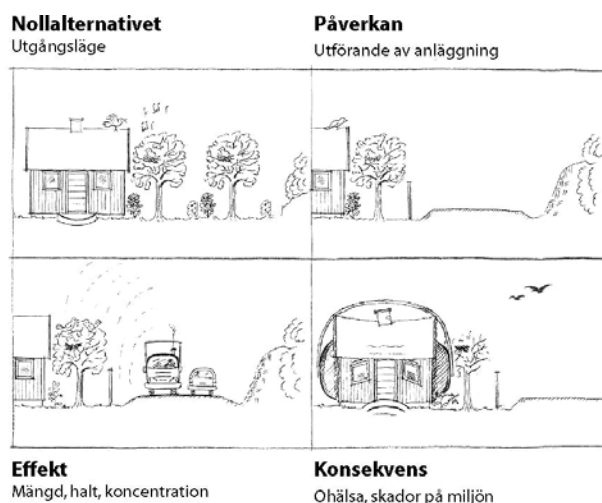
en femma vid ett tärningskast är en sjättedel om tärningen är välgjord.(Näsman, 2003)

- För att förklara det *bayesianska* synsättet på sannolikhet presenteras ett exempel. ”I det kommande olympiska spelet är sannolikheten för att det svenska laget i curling ska vinna guld 90 procent”. Värdet på sannolikheten är en subjektiv uppskattning eftersom det är en enstaka och unik händelse som inte kan upprepas och för vilken det inte finns statistisk data. Den bayesianska metodiken bygger på att ett subjektivt värde på sannolikheten för en händelse sätts. Allteftersom fler händelser av samma typ inträffar och mer data inkommer räknas värdet på sannolikheten om.(Näsman, 2003)

2.2.2 Konsekvens

När en händelse inträffar används begrepp som påverkan, effekt och konsekvens för att beskriva den förändring som sker till följd av det inträffade. Dessa tre begrepp används ofta utan urskiljning. I arbetet används Boverkets definitioner på påverkan, effekt och konsekvens för att skilja begreppen åt.

- **Påverkan** är det som en verksamhet eller en händelse ger upphov till, vilket t.ex. kan vara buller eller kemikalieutsläpp.
- **Effekt** är den direkt mätbara påverkan (Jonsson & Palm, 2000), vilken uppstår till följd av exponering. Effekt kan vara antalet decibel eller halten av en kemikalie, som kan uppmätas i verksamhetens eller händelsens omgivning. Storleken på den effekt som uppstår i omgivningen beror bl.a. på exponeringens storlek och varaktighet.
- **Konsekvens** är en bedömning av effekten, som att människor flyttar till följd av den höga ljudnivån eller att djur dör till följd av en förhöjd kemikaliehalt.(Jonsson & Palm, 2000) En konsekvens kan antingen anges som en beskrivning i ord eller som en kvantifiering. Exempel på kvantifiering är antal döda eller skadade personer eller en ekonomisk förlust mätt i kronor.(Riskkollegiet, 1991)



Figur 2:1. Nollalternativ, påverkan, effekt och konsekvens (Svedberg, 2003c).
Omarbetning från Jonsson & Palm (2000).

2.3 Föroreningsrisk

Utifrån de förklaringar som ovan ges på begreppen förorening och risk samt de avgränsningar som redovisas i kapitel 1.3 ges här en förklaring på innebörden av begreppet föroreningsrisk.

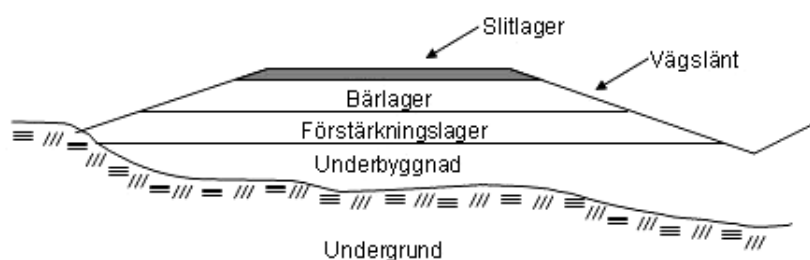
Sammantaget ses föroreningsrisk som en kombination av sannolikheten för att ämnen emitterar från ett material i en vägkonstruktion och den negativa effekt eller efterföljande konsekvens, som ämnena kan ge upphov till i grundvattnet.

3 Vägen och dess omgivning

Det system, som studeras i arbetet, består av en vägkonstruktion och dess omgivning. För att ge en övergripande förståelse för systemet redogörs för hur en vägkonstruktion byggs upp, vilka material som kan användas i en konstruktion och vad som avses med omgivning.

3.1 Vägkonstruktion

En vägkonstruktion byggs upp av de fyra lagerna; slitlager, bärlager, förstärkningslager samt underbyggnad. Kanten på konstruktionen kallas vägslänt.



Figur 3:1. Principskiss av en vägkonstruktion.

De tre översta lagren kallas med ett gemensamt namn för överbyggnad. Syftet med överbyggnaden är att förhindra bestående deformationer, som kan uppstå i en vägkonstruktion till följd av t.ex. trafikbelastning och ojämna tjällyftningar. Underbyggnadens funktion är att stabilisera vägkonstruktionen. (Eurenius *et al.*, 1985)

3.1.1 Naturmaterial

Vid anläggande av en vägkonstruktion används det framförallt naturmaterial, som naturgrus och krossat berg. Det årliga uttaget av naturmaterial, för produktion av ballastmaterial uppgick 2003 till 71 miljoner ton, varav ungefär 50 procent användes till vägbyggnad. Ballastmaterial är ett samlingsnamn för de material som används i bl.a. väg-, järnvägs- eller brokonstruktioner och i husbyggnader. (SGU, 2004)

Uttaget av naturgrus har skett under en lång tidsperiod, vilket fått till följd att materialet är en bristvara i flera regioner i Sverige (Vägverket, 2000). Krossat berg, som t.ex. gabbro-diorite, gnejs och granit, är det material som framförallt används som ersättning. Tillgången på berg, som kan krossas till ballastmaterial, är i princip oändlig men begränsas av miljö- och kvalitetskrav. (SGU, 2004-09-10)

År 1999 antog Sveriges riksdag femton nationella miljö kvalitetsmål i strävan att uppnå en långsiktig och ekologiskt hållbar utveckling. I miljö kvalitetsmålet, God bebyggd miljö, fastställs det att till år 2010 ska uttaget av naturresurser högst vara tolv miljoner ton per år och femton procent av ballastanvändningen ska utgöras av återvänt material. (Miljöportalen, 2004-10-14) För att lösa materialbristen och minska uttaget av naturmaterial kan utnyttjande av restmaterial vara en möjlighet.

3.1.2 Restmaterial

Forskningen inom området restprodukter som konstruktionsmaterial påbörjades under 1970-talet. Fokus låg då på återanvändning av asfaltbeläggningar. Under 90-talet

vidgades forskningsområdet till att omfatta även restprodukter från avfallsförbränning, gruvnäring, järnframställning etc.(Gustafsson & Öberg-Högsta, 2000)

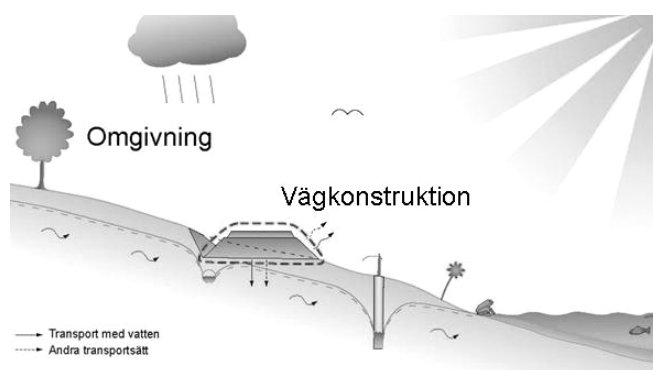
Termen restprodukt definieras enligt Statens geotekniska institut, SGI, som ”Överblivet material i process eller konsumtion som borde kunna återvinnas och nyttiggöras i stället för att deponeras.”(SGI, 2003). I Miljöbalken faller restprodukter under definitionen för avfall (SGI, 2003) som säger att ”Med avfall avses varje föremål, ämne eller substans som ingår i en avfallskategori och som innehavaren gör sig av med eller avser eller är skyldig att göra sig av med.”(SFS 1998:808). När en restprodukt används som konstruktionsmaterial benämns det som alternativt material, sekundärt material eller restmaterial. Restmaterial är den benämning som används i mitt arbete.

Dagens användning av restmaterial vid byggnation av vägar varierar över landet, vilket beror på en varierande tillgång på restmaterial och den regionala praxisen till att nyttja restmaterial i byggande. Enligt en undersökning genomförd av Statens geologiska institut producerades år 2001 ungefär 64 miljoner ton restprodukter som ur en materialteknisk synvinkel är intressanta att använda som ersättningsmaterial för naturgrus och bergkross i anläggningsbyggande. En stor andel av restmaterialet återvinns dock inom respektive verksamhet.(SGI, 2003)

Två exempel på restmaterial, som används vid byggande av bl.a. vägar, är hyttsten och slaggrus. Hyttsten bildas vid kylningen av masugnsslagg från järnframställning (Vägverket, 2000). Slagg är den dominerande restprodukten, som bildas vid förbränning av avfall. Slaggen benämns slaggrus efter det att den har magnetseparerats, siktats och lagrats. Lagring och siktning genomförs för att förbättra slaggrusets kemiska och fysikaliska egenskaper (RVF, 2002). Gråbergsavfall, stålslag, ferrokromslag, gummi samt bygg- och rivningsavfall, som inte innehåller återvunnen asfalt, är exempel på andra restprodukter som kan vara användbara som konstruktionsmaterial i vägar (Vägverket, 2000).

3.2 Omgivning

När en väg anläggs kan den sträcka sig genom en omgivning med en undergrund av berg eller lermorän, med en högt eller lågt stående grundvattenyta, genom ett naturkänsligt område eller i närheten av ett vattendrag etc. Variationen på en omgivnings egenskaper är många.



Figur 3:2. Omgivningen runt en vägkonstruktion. Omarbetning från Svedberg (2003c).

3.2.1 Skyddsobjekt

Ett skyddsobjekt, även benämnt skadeobjekt, är det objekt i ett system som ska skyddas mot en negativ händelse. Ett skyddsobjekt kan, sett ur ett miljöperspektiv vara ett ekosystem, en specifik art, grundvattnet etc. En annan typ av skyddsobjekt är nyttan som t.ex. ett vattendrags användbarhet för fiske eller en skogsmarks användbarhet för rekreation. Mångfalden av skyddsobjekt är således stor.

För att underlätta valet av skyddsobjekt kan beslut fattas med hjälp av följande fem kriterier, vilka måste uppfyllas för att ett objekt ska ses som ett skyddsobjekt (Suter & Barnthouse, 1993).

- **Entydig definition på skyddsobjektet**
- **Tydlig mätvariabel** – den effekt som uppstår hos ett objekt ska kunna mätas.
- **Social relevans** – ett objekt ska förstås och värderas av allmänhet och beslutsfattare.
- **Biologisk relevans** – ett objekt ska påverka andra objekt högre upp i den biologiska hierarkin. Ett exempel är att en minskning av antalet individer i en population är biologiskt relevant om det i sin tur påverkar populationer högre upp i hierarkin.
- **Mottaglig** – ett objekt ska vara mottagligt för den negativa händelse som inträffar. Detta innebär att om ett skyddsobjekt exponeras för ett ämne så medför det en effekt.

4 Riskteori

Kapitlet inleds med att beskriva två typer av riskperspektiv för att visa på riskbegreppets komplexitet därefter beskrivs riskhanteringsprocessen. Avslutningsvis beskrivs en modell som avser bedömning av restmaterial som används i byggande.

4.1 Riskperspektiv

Risk är ett mycket komplext begrepp, uppbyggt av en rad olika faktorer. En risk kan vara kort- eller långvarig, ofta förekommande eller sällsynt, ha en stor eller liten utbredning, påverka en art eller ett ekologiskt system etc. Denna komplexitet gör att begreppet risk får ett flertal innebörder och tolkningar beroende på ur vilket perspektiv det ses. Sett ur ett individperspektiv kan risk innebära en fara som t.ex. att bli påkörd av en bil medan sett ur ett myndighetsperspektiv kan risk innebära en fara för miljö, militär säkerhet eller ekonomisk tillväxt (Nilsson, 2003). Två andra riskperspektiv är det tekniska perspektivet som ger ett objektiva mått på risken och det socialkonstruktivistiska perspektivet, som väger in subjektiva faktorer.

4.1.1 Tekniskt perspektiv

Det tekniska perspektivet syftar till att ge ett objektiva mått på risk, d.v.s. ett mått utan personliga värderingar. Enligt det tekniska perspektivet kan risken i ett system bestämmas genom att tre frågor besvaras. Vad kan inträffa, vilka scenario finns? Vad är sannolikheten att de inträffar, frekvensen? och Vilka är konsekvenserna av det inträffade? De tre frågorna representeras av versalerna S (scenario), L (sannolikhet) respektive X (konsekvens) och bildar tillsammans det matematiska uttrycket för risk, $R = \{ \langle S_i, L_i, X_i \rangle \}_c^1$. Formulerat i ord betyder uttrycket att risk kan ses som summan av svaren på de tre frågorna d.v.s. summan av alla scenarion, sannolikheter och konsekvenser för det inträffade. (Kaplan, 1997)

4.1.2 Socialkonstruktivistiskt perspektiv

Det socialkonstruktivistiska perspektivet behandlar sociala, kulturella och psykologiska faktorer och ger därmed ett subjektivt synsätt på risk. Förespråkare för detta perspektiv anser att personliga faktorer som tidigare erfarenheter, ofrivillig utsatthet och känsla av kontroll styr hur en individ upplever och värderar risk och bör därför beaktas vid bedömning av risk. (Nilsson, 2003)

4.2 Riskhanteringsprocessen

Riskhanteringsprocessen utformas olika beroende på vilken typ av system som studeras. Nedan presenteras riskhanteringsprocessen för ett tekniskt system och ett miljösystem. Se figur 4:1 och 4:2. De begrepp som är kopplade till riskhanteringsprocessen används med varierande innebörd i litteraturen. Ett exempel som kan ges är att momentet riskbedömning i ett tekniskt system innefattar riskanalys och riskvärdering (IEC, 1995) medan i ett miljösystem innefattas momenten faroidentifiering, dos-respons bedömning, exponeringsbedömning och riskkarakterisering (Hartlén *et al.*, 1999).

¹ i står för vilket scenario och c för fullständig information

4.2.1 Tekniskt system

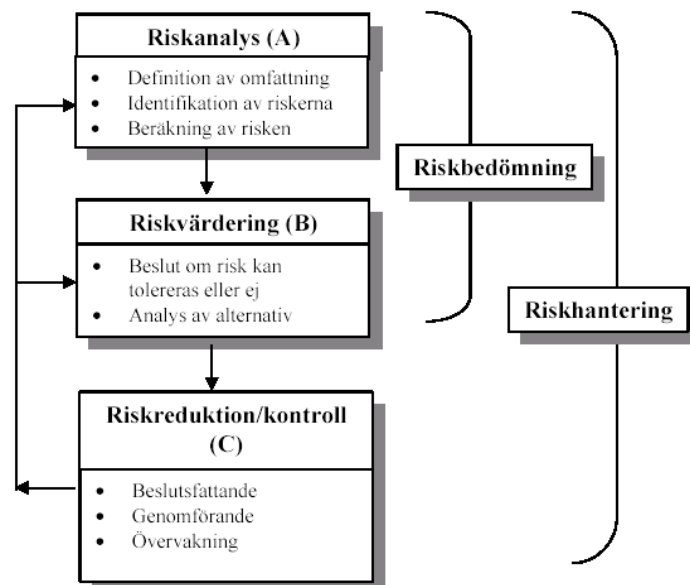
Riskhanteringsprocessen för ett tekniskt system består av tre huvudmoment riskanalys, riskvärdering och riskreduktion eller -kontroll. De två första momenten benämns gemensamt som riskbedömning. Processen inleds med en riskanalys, vilket är ett systematiskt verktyg med vilket ett mått på risken i ett system uppskattas. Tillvägagångssättet i en riskanalys är att definiera och avgränsa det system som studeras, identifiera potentiella riskkällor samt att uppskatta sannolikheten för en negativ händelse och konsekvensen av den, se figur 4:1 (IEC, 1995). Med riskkälla avses en egenskap som är inbyggd i ett system och som har en potential att utgöra ett hot mot sin omgivning (Mattson, 2000).

Det finns flera olika metoder för hur en riskanalys praktiskt kan genomföras. Riskanalysmetoder kan grovt delas upp i de tre huvudkategorier kvantitativa, kvalitativa och semi-kvantitativa analyser. En kvantitativ analys syftar till att fastställa ett numeriskt värde på risken medan den kvalitativa analysen är beskrivande och anger risken som stor, måttlig eller liten. (Mattsson, 2000) En semi-kvantitativ analys är en kombination av en kvantitativ och en kvalitativ analys (Nilsson, 2003). Oavsett om det är en kvantitativ, kvalitativ eller semi-kvantitativ analys som genomförs är målet att försöka besvara de tre frågorna (IEC, 1995);

- Vad kan gå fel?
- Hur troligt är det att det händer?
- Vilka blir konsekvenserna?

Riskbedömningen avslutas med en riskvärdering i vilken ställning tas till om risken i ett system kan accepteras (IEC, 1995).

Resultatet av en riskvärdering kan visa att risken i ett system inte är acceptabel och att någon form av åtgärd måste vidtas. Momentet riskreduktion/-kontroll syftar till att identifiera och genomföra de åtgärder som behövs för att reducera eller kontrollera riskerna i ett system.

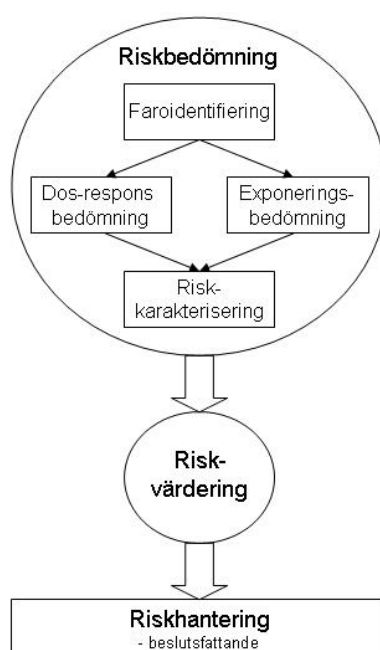


Figur 4:1. Riskhanteringsprocessen för ett tekniskt system (IEC, 1995). Omarbetning av Nilsson (2003).

4.2.2 Miljösystem

Riskbedömningen för ett miljösystem inleds med en faroidentifiering, vilken syftar till att insamla information om riskkällorna i ett system (Hartlén *et al.*, 1999). Därefter följer en exponeringsbedömning i vilken den kontakt som kan uppstå mellan en riskkälla och ett skyddsobjekt identifieras och de ämneshalter som ett skyddsobjekt kan exponeras för uppskattas. En bedömning som kan genomföras genom att möjliga spridningsvägar och skyddsobjekt identifieras samt att exponeringens varaktighet uppskattas. (Suter & Barnhouse, 1993) Därefter följer en dos-respons bedömning, vilken innebär att antalet individer i en grupp som drabbas av en viss effekt när de utsätts för en viss exponering uppskattas (Nilsson, 2003).

Riskbedömningen avslutas med en riskkarakterisering i vilken informationen från de tre tidigare delmomenten sammanställs till ett mått på risken i ett system. Innan beslut fattas om och i så fall hur risken i ett system ska hanteras värderas den för att avgöra om den är acceptabel.



Figur 4:2. Riskhanteringsprocessen för ett miljösystem. Min översättning från Hartlén *et al.* (1999).

4.3 Modell för riskbedömning av restmaterial

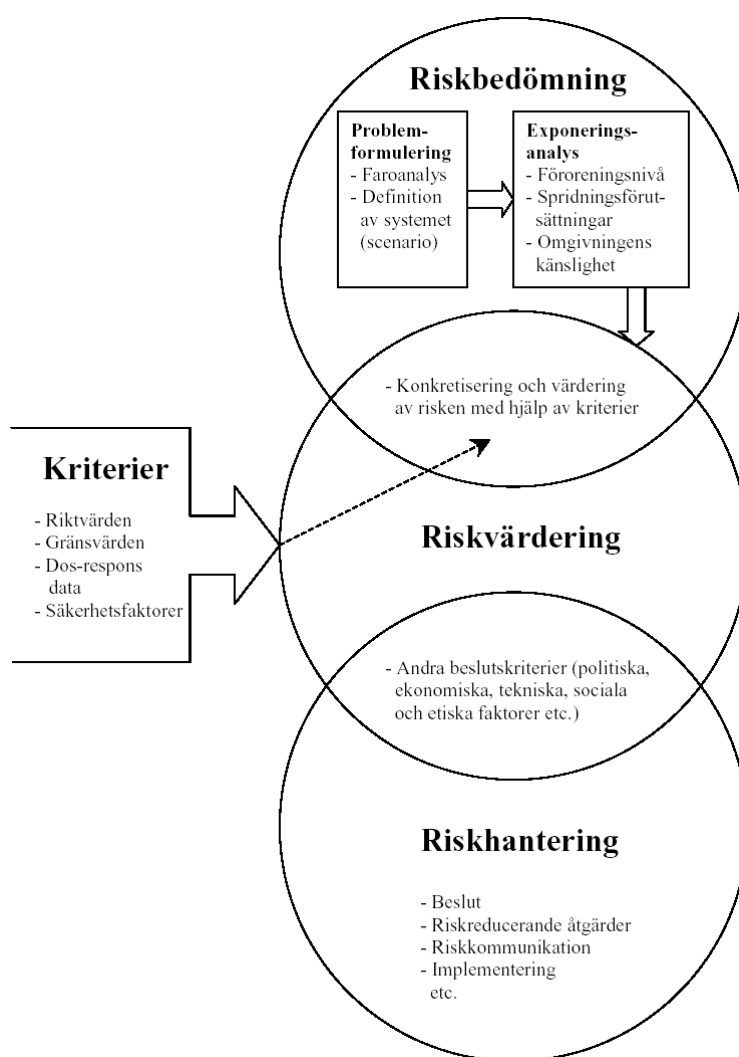
I rapporten ”Principles for risk assessment of secondary materials in civil engineering work” presenteras ett förslag på en övergripande modell för bedömning av riskerna vid användning av restmaterial i byggande. Modellen baseras på momenten i en miljöriskbedömning och på kunskap från liknande bedömningssystem för restmaterial från Nederländerna och Danmark. Även kunskap från andra svenska bedömningssystem som t.ex. bedömning av förorenad mark ligger till grund för modellen. (Hartlén *et al.*, 1999)

Ramen för en riskbedömning av ett restmaterial består av de tre huvudmoment riskbedömning, riskvärdering och riskhantering, se figur 4:3. Av figuren framgår det att riskbedömningen består av två delmoment, problemformulering och exponeringsanalys. Delmomentet problemformulering syftar till att ta fram kunskap om

ämnesinnehållet i ett material, om hur ämnena kan spridas från den konstruktion som materialet placeras i samt identifiera skyddsobjekten i konstruktionens omgivning.(Hartlén *et al.*, 1999)

I exponeringsanalysen görs en uppskattning av halten ämnen som kan uppkomma vid de identifierade skyddsobjekten. Den bedömda halten jämförs med ett fastställt riskkriterium och om halten överstiger detta värde anses de konsekvenser som uppkommer som oacceptabla. Denna jämförelse utgör riskvärderingen i modellen. I rapporten poängteras att vid en riskvärdering måste hänsyn tas till de eventuella osäkerheter som kan finnas i beräkningen av ämneshalterna beaktas. Det avslutande momentet i modellen är riskhantering, vilket innebär att aktörer som politiker, organisationer, företag m.fl. fattar beslut om hur risken ska hanteras. I detta moment tas alltså även hänsyn till ekonomiska, politiska och sociala faktorer.(Hartlén *et al.*, 1999)

En möjlig förenkling av modellen är att skapa ett antal standardiserade scenarior med bestämda riskkriterier, som kan jämföras mot ett materials utlakningsdata från en laboratorieundersökning. Kriterierna avser således inte skyddsobjekten utan hur stor halt av olika ämnen som ett material får innehålla.(Hartlén *et al.*, 1999)



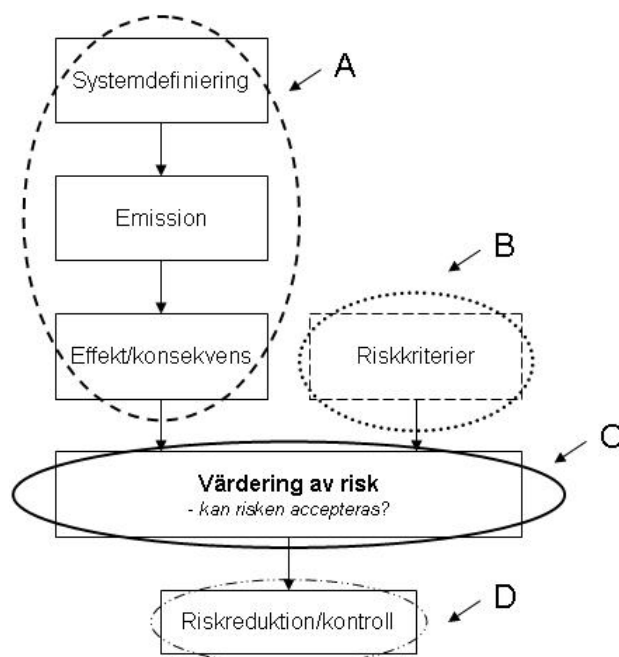
Figur 4:3. Ram för riskbedömning av restmaterial (Hartlén *et al.*, 1999).

5 Modell

Utifrån den teori som redovisas om innebörden av föroreningsrisk, hur en vägkonstruktion och dess omgivning är beskaffad samt de olika riskhanteringsmodellerna, presenteras den modell som fortsättningsvis utgör stommen i arbetet.

5.1 Utformning

Tankegången i den modell, som utgör stommen i arbetet, bygger på tankesättet i riskhanteringsprocessen, vilket kort kan sammanfattas med att risken i ett system analyseras därefter värderas och slutligen reduceras eller kontrolleras. I detta arbete representeras analysdelen av de tre momenten systemdefiniering, emission och effekt/konsekvens, genom vilka kunskap insamlas för att uppskatta graden av föroreningsrisk i ett system bestående av en vägkonstruktion och dess omgivning, se figur 5:1, A. För att avgöra om risken är acceptabel måste en värdering av risken genomföras, vilken kan underlättas genom att riskkriterier används, se figur 5:1, B respektive C. Om risken inte accepteras måste åtgärder vidtas för att reducera eller kontrollera den, se figur 5:1, D.



Figur 5:1. Modell, vilken utgör stomme i arbetet.

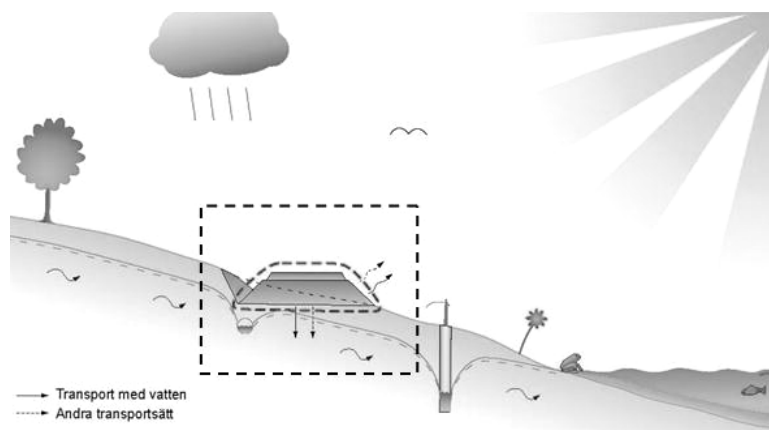
I de följande kapitlen redogörs för modellens olika moment med tyngdpunkt på momentet värdering av risk. Redogörelsen för momenten systemdefiniering, emission och effekt/konsekvens avser att visa på inom vilka områden det krävs kunskap för att bestämma graden av föroreningsrisk. Den information som redovisas under respektive moment (efterföljande kapitel) gör således inget anspråk på att ge ett fullständigt underlag till bestämning av graden av föroreningsrisk. Detta eftersom modellen inte är applicerad på ett specifikt system d.v.s. en specifik väg med en specifik omgivning utan ger en mer allmän bild av de faktorer i ett system som styr risken för förorening. Hur en risk i detta system ska reduceras eller kontrolleras behandlas översiktligt i kapitel 12.5.

6 Systemdefiniering

Vid värdering av föroreningsrisk måste det system, som studeras, definieras och avgränsas i tid och rum.

6.1 Avgränsning i tid och rum

Det system som studeras i arbetet består av två delar, en väg och dess omgivning, vilka presenterades översiktligt i kapitel 3.



Figur 6:1. Omgivning och vägkonstruktion med inritad systemgräns. Omarbetning från Svedberg (2003c).

Från ett material i en väg emitteras det ämnen. Emissionen sker under hela materialets livslängd, från det att materialet bryts (naturmaterial) eller tillverkas (restmaterial), under själv anläggandet av vägen ända fram till dess att materialet är totalt nedbrutet. I arbetet avgränsas systemet i tid, från det att vägen är färdigställd och framåt i tiden. Livslängden för en väg är ungefär 40 år. I Sverige är det dock ovanligt att vägar rivs upp (Vägverket, 2000) för nybyggnation, istället förbättras de allteftersom behov uppstår. Detta är anledningen till att tidsavgränsningen inte har något definitivt slut.

I arbetet studeras föroreningsrisken ur ett platsspecifikt perspektiv, vilket innebär att det är en väg och omgivning runt den som studeras. I omgivningen väljs, i enlighet med arbetets fokus, grundvattnet som skyddsobjekt. Grundvatten är ett objekt som har en entydig definition och som har en social och en biologisk relevans eftersom det är livsviktigt både för människa och för miljö. Grundvatten är mottagligt för emissionen av ämnen från en vägkonstruktion och en eventuell förändring i dess kemiska sammansättning kan mätas. Grundvatten uppfyller således de fem kriterier för ett skyddsobjekt som presenteras i kapitel 3.2.1.

6.2 Riskkälla

Alla typer av konstruktionsmaterial, både naturmaterial och restmaterial, innehåller en riskkälla i form av kemiska ämnen som t.ex. salter, metaller eller organiska ämnen. En riskkälla definieras som en situation eller en egenskap som har potential att ge upphov till en skadehändelse (IEC, 1995) och som är inbyggd i ett system (Mattsson, 2000). Ämnena i ett konstruktionsmaterial utgör en riskkälla eftersom de har potential att emittera från materialet och därmed ge upphov till en negativ händelse.

7 Emission

Den första delen av risken för förorening är sannolikheten för att ett eller flera ämnen emitterar från material i en vägkonstruktion. I detta kapitel redogörs för på vilka sätt ett ämne kan emittera, vilka faktorer i en vägkonstruktions utformning och omgivning samt i ett materials egenskaper som styr sannolikheten för emission.

7.1 Emissionssätt

Ett ämne kan emittera från en vägkonstruktion på flera sätt. Emissionen kan ske i löst fas, i fast fas, i gasfas eller genom strålning. Det vanligaste sättet är i löst fas, vilket innebär att ett ämne har lösts ut i och transporteras med det perkolerande vattnet, utlakning. Det är detta transportsätt som behandlas i arbetet. Ämnestransport i fast fas uppkommer vid t.ex. jorderosion eller grävning. Ämnestransport i gas fas sker till följd av vind, tryck- och densitetsskillnader som skapar ett luftflöde i konstruktionen. Detta transportsätt är ytterst begränsat. Strålning kan förekomma, från både naturmaterial och restmaterial, eftersom de kan innehålla radioaktiva ämnen. Strålningen från en vägkonstruktion ses i de flesta fall som begränsad. För restmaterial som t.ex. askor kan strålningen vara en kritisk faktor. Ett ämne kan även förflyttas genom att ämnet tas upp av växter och djur som lever i ett materials närhet.(Svedberg *et al.*, 2003a)

7.2 Vägkonstruktion

Ett flertal faktorer i en vägkonstruktions utformning styr utlakningen av ämnen.

- **Slitlagrets** lutning och genomsläpplighet styr hur mycket vatten som kommer att infiltrera konstruktionen (Flyhammar *et al.*, 2002). En väg med ”tät” beläggning, som t.ex. asfalt, infiltrerar mindre än en ”öppen” väg, som t.ex. en grusväg (Vägverket, 2000). Skillnaden mellan en ”tät” respektive en ”öppen” väg är stor, för att uppnå en viss mängd infiltrerat vatten kan det skilja tiotals till hundratals år mellan de båda vägtyperna (Svedberg *et al.*, 2003b).
- **Placeringen av ett material** i en konstruktion styr utlakningen. I vägslänterna går utlakningen fortare än i mitten av en konstruktion, eftersom materialet i vägslänterna kommer i kontakt med en större mängd infiltrerande vatten än materialet i mitten av konstruktionen.(Vägverket, 2000) Mängden material (Vägverket, 2000) och även tjockleken på materiallagren inverkar på utlakningen eftersom ett tjockt lager ökar vattnets uppehållstid (Flyhammar *et al.*, 2002).
- **Underhållet** av en väg styr också utlakningen. En väg med sprucken beläggning infiltrerar mer än en väg med tät beläggning. Igenväxta diken får till följd att vattnet däms upp och trycks in i konstruktionen istället för att transporteras bort.(Arm, 2000)

7.3 Materialkaraktisering

Syftet med en materialkaraktisering är att ta reda på ett materials tekniska och miljömässiga egenskaper (Hartlén *et al.*, 1999). Fokus har, vid en materialkaraktisering, tidigare legat på materialtekniska egenskaper, som korn-

fördelning, packningsegenskaper och hållfasthet. Allteftersom intresset för att använda restmaterial i byggande ökar, ökar också kraven på att bestämma ett materials miljömässiga egenskaper.

7.3.1 Materialtekniska egenskaper

En del av de egenskaper som ses som materialtekniska påverkar även ett materials miljömässiga egenskaper eftersom de styr utlakningen av ämnen.

- **Kornstorlek** undersöks för att bestämma egenskaper som tjälfarlighet och bärighet hos ett material men styr även permeabiliteten (Vägverket, 2000) och ämnestransporten från fast fas till löst fas (Tossavainen, 2000). Permeabilitet är ett mått på vattengenomsläppligheten och bestäms av ett materials kornfraktion (Svensson, 1999). Från ett finkornigt material utlakas det en större mängd ämne än från ett grovkornigt material. Detta beror på att ett finkornigt material har en större specifik yta än ett grovkornigt material och att transporten i ett stort korn tar längre tid än i ett litet korn.(Tossavainen, 2000)
- **Beständigheten** hos ett material påverkas av termisk, mekanisk eller kemisk nedbrytning. Termisk påverkan uppstår till följd av temperaturväxlingar och mekanisk påverkan till följd av belastningar. Vid en kemisk reaktion förändras materialets kemiska sammansättning.(Vägverket, 2000) Nedbrytningen av ett material medför att ämnen som tidigare varit inneslutna exponeras för det perkolerande vattnet.
- **Halten organiskt material** undersöks vid en materialteknisk karakterisering, eftersom den påverkar ett materials beständighet. Halten organiskt material styr även utlakningen. Om ett material innehåller en hög halt organiskt material ökar retardationen eftersom det finns en stor mängd partiklar, som de utlakande ämnena kan binda till.

7.3.2 Miljömässiga egenskaper

En miljöteknisk karakterisering ger kunskap om ämnens totalhalter, lakbarhet och en bild över deras utlakningsförlopp (Vägverket, 2000). Med hjälp av denna karakterisering samlas kunskap om ett materials riskkällor och deras potential att emittera.

- **Totalhalterna** av ämnen, alltså innehållet av huvudämnena och spårämnena, bestämmer ett materials kemiska sammansättning (Arm, 2000). Den kemiska sammansättningen hos naturmaterial och restmaterial skiljer sig åt dels inom de olika materialtyperna dels materialen i mellan.

Huvudämnena i ett naturmaterial är bl.a. kisel, aluminium, kalcium och järn och till tungmetallerna hör ämnen som kadmium, kvicksilver, bly, koppar och zink. I ett naturmaterial utgör arsenik ett spårämne.(Tossavainen, 2000) Ett naturmaterial kan beroende på sitt ämnesinnehåll även vara radioaktivt (Svedberg *et al.*, 2003a).

Restmaterials kemiska sammansättning varierar eftersom de tillverkas utifrån olika råvaror, som hushålls- och industriavfall, masugnsslagg, däck etc. Ett restmaterials kemiska sammansättning bestäms också av dess bildningsprocess

(Flyhammar *et al.*, 2002). Som exempel kan huvudämnena i restmaterialet slaggrus nämnas, vilka bl.a. är kisel, kalcium, järn och aluminium (RVF, 2002).

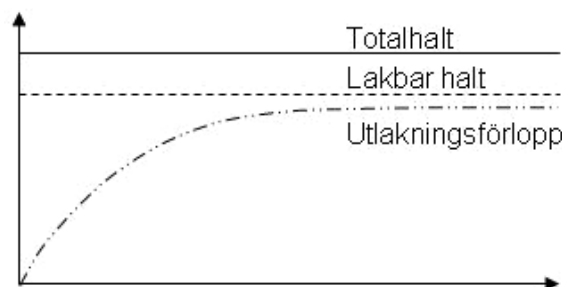
Undersökningar har visat att det inte är den totala halten ämnen som styr hur mycket ämnen som utlakas utan hur ämnena är bundna till ett material (Tossavainen, 2000).

- **Lakbarheten** för ett ämne bestäms med hjälp av lakttest. Principen för ett lakttest är att en fast fas får komma i kontakt med en vätskefas, så att frisättningen av ämnen från den fasta fasen kan undersökas. (Naturvårdsverket, 2002)

Det är framförallt lakbarheten hos tungmetaller, salter samt några organiska ämnen som är intressanta eftersom dessa ämnen har störst potential att laka. De tungmetaller som brukar undersökas är arsenik, kvicksilver, kadmium, nickel, krom, bly, koppar och zink. Exempel på salter är klorider, sulfater och natrium och till de organiska ämnena hör aromatiska, polyaromatiska samt klorerade kolväten och pesticider. (Arm, 2000)

- **Utlakningsförloppet** för ett ämne styrs av ett materials kemiska balans, vilken kan förändras vid kontakt med syror och syre. En kontakt som kan uppkomma vid t.ex. perkolation av regnvatten. Hur stor förändringen blir beror dels på surhetsgraden hos det infiltrerande vattnet dels på konstruktionsmaterialets buffringsförmåga d.v.s. förmågan att neutralisera surhet. Buffringsförmågan hos ett material bestäms bl.a. av dess innehåll av kalcium och magnesium (Tossavainen, 2000). När de buffrande ämnena är förbrukade sker en höjning av pH-värdet i konstruktionen och ämnen som tidigare varit bundna, framförallt tungmetaller frigörs.

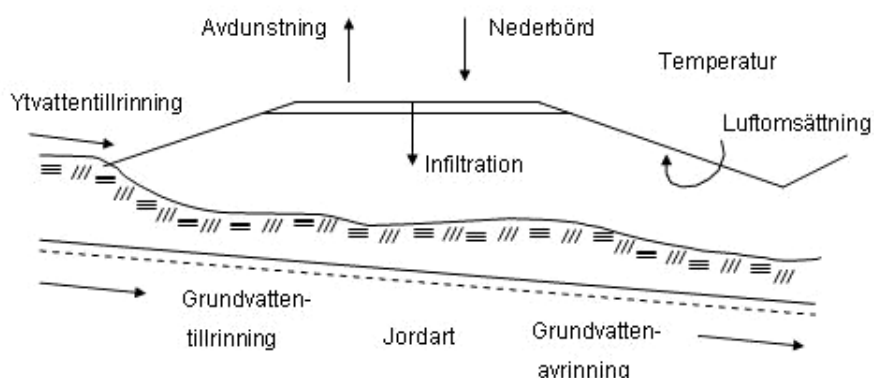
Tungmetallers laktionsförlopp är både kort- och långsiktigt. Tungmetaller som är anrikade på en kristallin struktur utlakas relativt snabbt. Om materialet däremot har en amorf struktur, d.v.s. en glas struktur, finns tungmetallerna bundna inne i strukturen och utlakas först när materialet påverkas genom termisk, kemisk eller mekanisk nedbrytning. (Bozkurt, 2000) Utlakningsförloppet för ämnena klorid och sulfat sker i förhållande till tungmetaller relativt snabbt eftersom klorid och sulfat inte binder in till partiklar i marken i samma utsträckning som tungmetaller.



Figur 7:1. Förhållandet mellan totalhalt, lakbarhalt och utlakningsförlopp (Gustafsson & Öberg-Högsta, 2000).

7.4 Omgivning

Det finns ett flertal faktorer i en vägs omgivning, som styr den mängd ämnen, som emitterar från dess konstruktionsmaterial.



Figur 7.2. Faktorer i omgivningen, som styr emissionen från material i en väg.

- **Jordartens** permeabilitet styr utlakningen av ämnen från en vägkonstruktion (Svedberg *et al.*, 2003b). Generellt sett släpper finkorniga kornfraktioner som lera och silt igenom en mindre mängd vätska än grovkorniga kornfraktioner som sand, grus och sten. En naturlig jordarts permeabilitet är därmed avhängig innehållet av olika kornfraktioner. (Svensson, 1999) Om en vägkonstruktion placeras på en finkorning jordart kommer transporten med det perkolerande vattnet till grundvattnet ske långsammare än om den placeras på en grovkornig jordart.
- **Grundvattennivån** under en vägkonstruktion är en annan faktor (Vägverket, 2000). Om en väg anläggs under grundvattenytan kommer vattenomsättningen i konstruktionen bli större än om den anläggs över grundvattenytan.
- **Klimatfaktorer** såsom temperatur och nederbörd styr utlakningen (Vägverket, 2000). Om en väg utsätts för en kraftig tjäle kan det skapas sprickor i konstruktionen, vilket medför att infiltrationen ökar. Även stora nederbördsmängder kan medföra en hög infiltration med stor utlakning som följd.
- **Vattnets kemiska sammansättning** i samverkan med materialets kemiska sammansättning styr utlakningen, se kapitel 7.3.2.

7.5 Sammanställning

Sammanställningen i tabell 7:1 visar på hur många faktorer det är som kan styra sannolikheten för att ämnen utlakas från ett material i en vägkonstruktion. Kunskap om dessa faktorer kan ligga som grund till bestämning av hur ämnena exponerar omgivningen.

Tabell 7:1. Sammanställning över de yttre och inre faktorer som styr emissionen av ämnen från en vägkonstruktion.

Sammanställning	
Geokonstruktion	Miljömässiga egenskaper
▪ Slitlagrets lutning och permeabilitet	▪ Ämnesinnehåll
▪ Konstruktionsmaterialets placering	▪ Materialstruktur
▪ Mängd konstruktionsmaterial	▪ pH
▪ Underhåll	▪ Buffrande ämnen
Materialtekniska egenskaper	Omgivning
▪ Kornstorlek	▪ Jordartens permeabilitet
▪ Beständighet	▪ Grundvattennivån
▪ Halt organiskt material	▪ Nederbörd
	▪ Temperatur
	▪ Tillrinning och avrinning av ytvatten

8 Effekt och konsekvens

Den andra delen av risken för förorening är effekt med efterföljande konsekvens. I detta kapitel redogörs för vad som avses med påverkan, effekt och konsekvens i systemet.

8.1 Påverkan, effekt och konsekvens

I kapitel 2.2.2 gavs en allmän beskrivning av skillnaden mellan begreppen påverkan, effekt och konsekvens. För systemet vägen och dess omgivning blir innebörden av begreppet följande:

- **Påverkan** innebär att det sker ett tillskott av nya eller redan befintliga ämnen från en vägkonstruktion till dess omgivning. Eftersom alla typer av material som används för byggnation av vägar, både naturliga och restmaterial, emitterar ämnen ger de alla upphov till en påverkan på omgivningen, däribland grundvattnet.
- **Effekt** är den direkt mätbara påverkan på omgivningen, som t.ex. halten av ett ämne i ett skyddsobjekt. Vilken effekten blir beror på kontakten mellan ett ämne och ett skyddsobjekt, halten ämne som ett skyddsobjekt exponeras för och exponeringens varaktighet (Suter & Barnhouse, 1993). Även ett ämnes förmåga att bioackumulera, omvandlas och brytas ned styr effekten (Kemikontoret, 2001). Den effekt som uppkommer i grundvattnet kan bestämmas genom att en höjning av halten för ett eller flera ämnen mäts.
- **Konsekvens** är en bedömning av effekten. Den konsekvens som uppstår styrs således av samma faktorer som effekten samt av ett ämnes farlighet. Med ett ämnes farlighet avses ”ett ämnes inneboende möjlighet att skada människa och miljö, dvs en ämnesberoende egenskap ofta angiven som ett ämnes toxicitet” (Naturvårdsverket, 1999b). Klassificeringen av ämnen, efter skalan låg, måttlig, hög eller mycket hög, baseras på Kemikalieinspektionens föreskrifter om klassificering och märkning av kemiska produkter. Se figur 8:1. Grunden för klassificeringen av ämnes farlighet baseras på deras hälso- och miljöfarliga egenskaper. Till klassen mycket hög hör även ämnen som är förbjudna eller vars användning är begränsad, vilka dessa ämnen är framgår av Kemikalieinspektionens Begränsningslista.

TABELL 2.

Principer för indelning av föroreningarnas farlighet

Låg	Måttlig	Hög	Mycket hög
"måttligt hälsoskadlig" (V)	"hälsoskadlig" (Xn), "irriterande" (Xi) "miljöfarlig" utan symbol (-)	"giftig" (T), "frätande" (C) "miljöfarlig" (N)	"mycket giftig" (T+) ämnen som ej får hanteras yrkesmässigt eller vars användning skall iverkännas

Figur 8:1. Principen för indelning av ämnen efter deras farlighet (Naturvårdsverket, 1999b).

Naturvårdsverket har sammanställt en lista över ett flertal ämnes farlighet. Av listan framgår det bl.a. att kadmium är ett mycket farligt ämne och att zink är måttligt farligt (Naturvårdsverket, 1999b). Se figur 8:2.

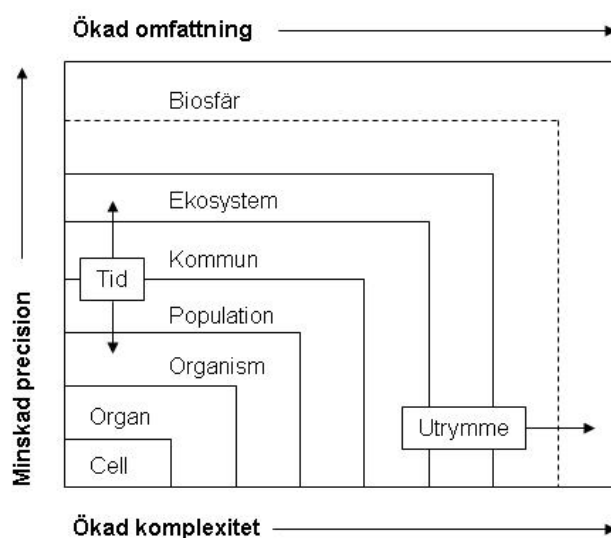
TABELL 3.

Exempel på bedömning av föroreningarnas farlighet för vissa ämnen, produkter och blandningar

Låg	Måttlig	Hög	Mycket hög
Järn	Aluminium	Kobolt*	Arsenik*
Kalcium	Metallskrot	Koppar*	Bly*
Magnesium	Aceton	Krom* (om Cr VI inte förekommer)	Kadmium*
Mangan	Alifatiska kolväten	Nickel*	Kvicksilver*
Papper	Träfiber	Vanadin*	Krom (VI)*
Trä	Bark	Ammoniak	Natrium (metall)
	Zink*		Bensen*

Figur 8:2. Utdrag ur Naturvårdsverkets lista över farliga ämnen (Naturvårdsverket, 1999b).

Konsekvensen kan i ett ekosystem vara svår att uppskatta eftersom det är ett mycket komplext system med samverkan mellan arter på flera olika nivåer. Se figur 8:3. De konsekvenser som uppstår hos en art som exponeras för ämnen kan ge upphov till efterföljande konsekvenser även hos andra arter. En art behöver därmed inte själv bli exponerad för att påverkas.



Figur 8:3. Olika nivåer i ett ekologiskt system (Römbke & Moltmann, 1996). Min översättning.

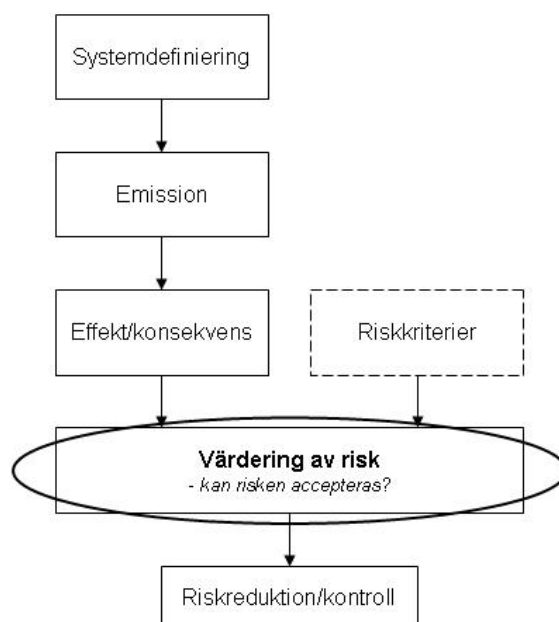
Två samband som används för att avgöra hur arter påverkas när de exponeras för ett ämne är dos-respons och dos-effekt. Ett dos-respons samband anger relationen mellan upptagen halt ämne i ett skyddsobjekt och andelen individer i den exponerade gruppen som drabbas av en viss konsekvens. Dos-effekt sambandet anger den halt av ett ämne som ger upphov till en viss grad av skada hos en individ. (Nilsson, 2003)

9 Värdering av risk

Sannolikheten för att en negativ händelse ska inträffa uppskattas i emissionsmomentet. Händelsens effekt med efterföljande konsekvens uppskattas i konsekvensmomentet. Utifrån denna kunskap kan graden på den risk som finns i systemet fastställas. För att besluta om risken kan accepteras krävs att den värderas.

9.1 Riskvärdering

Syftet med en riskvärdering är att avgöra om risken i ett system kan accepteras. (Riskkollegiet, 1991) Vad som är en acceptabel risknivå är dock mycket svårt att avgöra eftersom enskilda individer och grupper i samhället accepterar olika nivåer av risk. Teoretiskt vore det möjligt att sätta en noll-risk nivå, vilken innebär att ingen risk hur liten den än är och vilka fördelar den än medför kan accepteras. I dagens samhälle är detta inte möjligt eftersom det finns naturliga risker i vår omgivning som inte kan styras, som jordbävningar och orkaner och i vissa fall utsätter vi oss för en liten risk för att undvika en större. (Kolluru, 1996)



Figur 9:1. Modell, vilken utgör stomme i arbetet.

9.1.1 Riskkriterier

För att underlätta avgörandet om ett system medför en för miljön, den enskilda personen eller samhället acceptabel risk används inom vissa verksamhetsområden olika former av riskkriterier. Syftet med riskkriterier är att vägleda en värdering av risken i ett system. Kriterierna ska inte ses som fasta bestämmelser, som anger vad som är acceptabelt, utan ska användas som riktlinjer för att underlätta värderingsprocessen. Lagar och normer som ställs upp i lagkrav och branschnormer utgör de grundläggande kriterierna vid en riskvärdering. Ofta utgör dessa endast en basnivå som ska uppfyllas och de kan därmed inte garantera en fullständig säkerhet. (Davidsson *et al.*, 2002) Andra riskkriterier, som bör användas vid en värderingsprocess, styrs av vilket objekt det är i ett system som ska skyddas. I ett

ekologiskt system kan t.ex. ekotoxikologisk data för en specifik art utgöra riskkriterium.

Fyra allmänna principer, som kan användas som grund vid framtagande av riskkriterier eller vid genomförande av riskvärdering. (Davidsson *et al.*, 2002)

- **Rimlighetsprincipen** – innebär att ett system inte ska medföra risker, som kan undvikas med rimliga medel, t.ex. ekonomiska eller tekniska.
- **Proportionalitetsprincipen** – innebär att risken i ett system inte ska vara oproportionerligt stor i jämförelse med den nytta som systemet medför.
- **Fördelningsprincipen** – innebär att risk och nytta ska vara jämnt fördelade, ingen eller inget ska utsättas för oproportionerligt fler eller större risker än fördelar.
- **Principen om undvikande av katastrofer** – innebär att det är bättre med en skadehändelse som kan hanteras än en skadehändelse som slutar i katastrof.

9.1.2 Nyttoaspekt

Vid en riskvärdering bör inte endast riskerna som finns i ett system och eventuella riskkriterier beaktas, utan även fördelarna d.v.s. nyttoaspekterna i ett system. I vissa system kan nyttan överväga risken vilket får till följd att systemet med sina risker accepteras. (Riskkollegiet, 1991)

9.1.3 Tidsaspekt

En annan aspekt, som bör vägas in i en riskvärdering, är tidsperspektivet eftersom konsekvenserna till följd av en negativ händelse kan uppkomma direkt efter en inträffad händelse eller en tid efter. Om ett kort tidsperspektiv sätts bortses från de konsekvenser som uppkommer långt senare. Om ett långt tidsperspektiv sätts för det med sig en större osäkerhet än ett kort tidsperspektiv. (Sundqvist & Bölske, 2003)

9.1.4 Osäkerhet

En riskvärdering baseras på det resultat som framkommer om sannolikhet och konsekvens. Detta resultat är befäst med en grad av osäkerhet eftersom måtten på sannolikhet och konsekvens baseras på statistiskt datamaterial eller expertuppskattningar. Ett datamaterial kan p.g.a. slumpmässiga eller systematiska fel innehålla osäkerheter. En expertuppskattning, vilket är en subjektiv bedömning av risken, innehåller osäkerheter eftersom den inte endast baseras på fakta utan också på bedömarens riskuppfattning. Vilken av dessa faktorer, sannolikhet eller konsekvens, som påverkar osäkerheten mest skiljer sig från fall till fall. I ett miljösystem är ofta konsekvenserna kända medan sannolikheten för att de ska inträffa okänd (Holmgren & Thedéen, 2003). Kunskapsbrist är en annan faktor som kan medföra osäkerhet i resultatet (Klinke & Renn, 2002).

9.1.5 Riskuppfattning

Hur en person bedömer en risk stämmer ofta inte överens med en teknisk analys, baserad på sannolikhet och konsekvens. Detta beror på att bedömarens väger samman fakta med personliga värderingar, t.ex. bedöms inte endast konsekvensens omfattning utan även dess karaktär, som om en risk är frivillig eller ofrivillig, känd eller okänd,

om vi anser oss ha möjlighet att förhindra den eller om vi har personlig erfarenhet är några av de faktorer som påverkar en persons bedömning av risk.(Riskkollegiet, 1993)

En tendens som visar sig vid diskussioner av nya tekniker är att en del personer lägger vikten vid sannolikheten för att en händelse ska inträffa medan andra lägger vikten på den konsekvens som kan uppstå till följd av händelsen. En person som är positivt inställd till systemet pekar på den låga sannolikheten för att en händelse ska inträffa medan den som är negativt inställd pekar på de negativa konsekvenser som kan inträffa till följd av händelsen.(Riskkollegiet, 1993)

En riskvärdering baseras inte endast på faktiska kriterier utan även på bedömarens subjektivitet d.v.s. hur han eller hon upplever och uppfattar risken. Den eller de personer som genomför en riskvärdering påverkar den med sina egna värderingar och att erhålla en helt objektiv värdering är därför mycket svårt.(Davidsson *et al.*, 2002)

9.2 Tillvägagångssätt för riskvärdering

Det finns olika utgångspunkter för hur en riskvärdering kan genomföras. Vilket tillvägagångssätt som är mest lämpligt att använda beror bl.a. på systemet, riskkällan och målet med värderingen. Nedan presenteras tre riskbaserade, en regelbaserad och en multikriteriabaserad utgångspunkt för värdering av risk.

9.2.1 Riskbaserad utgångspunkt

- En **deterministisk riskvärdering** är konsekvensbaserad, vilket innebär att utgångspunkten i värderingen är de konsekvenser, vilka uppkommer till följd av en definierad negativ händelse. Två begrepp vilka ofta förekommer i samband med en deterministisk riskvärdering är ”värsta tänkbara skadehändelse” och ”dimensionerad skadehändelse”. En ”värsta tänkbara skadehändelse” är den händelse som teoretiskt är den värsta, som kan inträffa i ett system. En ”dimensionerad skadehändelse” är den händelse som kan inträffa i ett system efter det att hänsyn tagits till vidtagna riskreducerande åtgärder.(Davidsson *et al.*, 2002)
- En **probabilistisk riskvärdering** baseras dels på sannolikheten för att en negativ händelse inträffar dels på konsekvensen av den. En metod som kan användas vid genomförandet av en probabilistisk riskvärdering är riskmatris, vilket är en semi-kvantitativ analys som anger hur sannolikheten för en negativ händelse förhåller sig till konsekvensen av den, se kapitel 4.2.1.(Davidsson *et al.*, 2002)
- En **riskjämförelse** är en annan form av riskvärdering som kan användas vid en beslutssituation när ett alternativ ställs mot ett annat för att avgöra vilket av dem som är mest lämpligt. Vid en riskjämförelse räcker det inte att endast studera risken även den nytta som ett visst alternativ medför måste vägas in. Ett alternativ med hög risk kan medföra fler fördelar än ett alternativ med låg risk och därmed utgöra det bästa valet.(Riskkollegiet, 1991)

9.2.2 Regelbaserad utgångspunkt

- En **regelbaserad utgångspunkt** innebär att de regler och normer som finns inom ett verksamhetsområde utgör grund för värdering av risk. Dessa kan dock inte garantera fullständig säkerhet.(Davidsson *et al.*, 2002)

9.2.3 Multikriteriablerad utgångspunkt

Ett annat sätt att värdera risk presenteras av riskforskarna Klinke och Renn (2002). De anser att en riskvärdering inte endast ska baseras på sannolikheten för och konsekvensen av en negativ händelse utan även på ett antal sociala kriterier. Detta ställningstagande baserar de på att begreppet risk inte endast byggs upp av mätbara sannolikheter och konsekvenser utan även av sociala faktorer som t.ex. hur vi upplever konsekvensen av en negativ händelse. Vidare anser de att en riskvärdering är den process i vilken experter, myndigheter eller individer fattar beslut om en risk är acceptabel.(Klinke & Renn, 2002) De kriterier som forskarna föreslår ska utgöra grunden till en riskvärdering presenteras nedan. Kriterierna är översatta och tolkade av mig.

- **Sannolikhet** anger frekvensen för en negativ händelse.
- **Konsekvens** talar om vilken skada som uppstår till följd av en negativ händelse.
- **Osäkerhet** byggs upp av de faktorer som påverkar resultatets trovärdighet.
- **Skadeområde** anger en negativ händelses geografiska spridning. Hur stort skadeområdet är beror dels på riskkällans storlek dels på de förhållanden som råder i omgivningen.
- **Varaktighet** anger tidsförloppet för en potentiellt negativ händelse. En händelses varaktighet beror på riskkällans storlek, utvecklingen av händelseförloppet och omgivningens utformning. Ett kort händelseförlopp kan innebära att ett skyddsobjekt exponeras för en hög halt ämne under en kort tid medan ett långvarigt händelseförlopp kan innebära en kontinuerlig exponering under en längre period. Vilket scenario som är värst beror på ämnets inneboende egenskaper samt skyddsobjektets mottaglighet och känslighet.
- **Reversibilitet** anger om ett system kan återställas till sitt ursprung. En konsekvens kan vara reversibel eller irreversibel. En reversibel konsekvens ger en förändring som är övergående d.v.s. systemet kommer att återgå till det tillstånd det hade innan händelsen inträffade. Irreversibel effekt innebär att systemet inte kan återgå till det normala tillståndet utan förändringen är permanent.(Sternier, 1999)
- **Fördröjd effekt** anger om en negativ händelse uppstår med tidsfördröjning. En konsekvens uppstår inte alltid i samma stund som ett objekt utsätts för exponering utan först i ett senare skede. I vissa fall kan konsekvensen uppkomma först hos en efterföljande generation.

- **Fördelning** beskriver skillnaden mellan de som bär risken och de som drar nytta av dess fördelar.
- **Sociala faktorer** visar på de skillnader som finns mellan olika individuella, sociala och kulturella intressen och värderingar.

9.3 Dagens angreppssätt

9.3.1 Förordning (1998:899) om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd

Vid användning av restmaterial är det användaren som ansvarar för att, med hjälp av information från materialproducenten, genomföra en platsspecifik bedömning av risken för förorening. (Södermark, 2003-05-19) Vid denna bedömning används terminologin *ringa* och *inte endast ringa föroreningsrisk* som utgångspunkt.

Ringa föroreningsrisk och *inte endast ringa föroreningsrisk* är två begrepp som används i bilagan till förordning (1998:899) om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd, FMH, vilken lyder under Miljöbalken. Begreppen beskriver om det föreligger anmälnings- eller tillståndsplikt vid uppläggning av ”*inert avfall för anläggningsändamål*”, ”*muddringsmassor*” eller ”*inert avfall som uppkommer vid gruv- eller täktverksamhet*”. Om det föreligger anmälnings- eller tillståndsplikt bestäms av om föroreningsrisken för omgivande mark, vattenområden eller grundvatten värderas som *ringa* eller *inte endast ringa*. Vid *ringa föroreningsrisk* gäller anmälningsplikt. Anmälan ska då göras till kommunal nämnd. Vid *inte endast ringa föroreningsrisk* ska tillstånd sökas hos länsstyrelsen. (SFS 1998:899)

Det finns ett tredje icke vedertaget begrepp, som i arbetet benämns *obetydlig föroreningsrisk*. Om ett materials föroreningsrisk värderas som obetydlig är risken för förorening mindre än *ringa* och det krävs inte någon prövning hos myndighet. Begreppet omfattas inte av FMH-bilagan. Under benämningen *obetydlig föroreningsrisk* kan t.ex. rena material falla (Hansson, 2004-10-06). Terminologin *obetydlig*, *ringa* och *inte endast ringa* anger således inte om en föroreningsrisk är acceptabel utan vilken prövningsnivå som avses.

Det finns inget enhetligt mått på *ringa* och *inte endast ringa föroreningsrisk*. Naturvårdsverket skriver i läsanvisningen till FMH-bilagan att föroreningsrisken ska bedömas utifrån materialets och markens egenskaper samt utformningen av konstruktionen. Läsanvisningen innehåller även en hänvisning till Naturvårdsverkets rapport *Bedömningsgrunder för förorenad mark*. (Naturvårdsverket, 2003)

Enligt David Hansson på Naturvårdsverket är den läsanvisning till FMH-bilagan, som avser uppläggning av avfall, under omarbetning. I den nya versionen ska det ingå allmänna riktlinjer för vad som är viktigt att ta hänsyn till vid en värdering av ett restmaterials föroreningsrisk. Begreppen *ringa* och *inte endast ringa föroreningsrisk* finns kvar i förslaget till FMH-bilagan utan närmare förklaring av vad de innebär. (Hansson, 2004-09-22)

9.3.2 Värdering i svenska modeller

Det finns inte någon färdigutvecklad modell, varken för bedömning eller för värdering av ett materials föroreningsrisk, som gäller för svenska förhållanden. Nedan presenteras tre modeller för värdering av föroreningsrisk, som är under utveckling.

Eftersom modellerna inte är färdiga finns det begränsat med information om hur värderingsprocesserna i respektive modell ska genomföras.

- Samarbetsorganet Värmeforsk² har startat ett projekt, med namnet ***Miljöriktlinjer för nyttiggörande av askor i anläggningsbyggande***, vars syfte är att "ta fram riktlinjer som underlättar arbetet med tillståndsgivning vid nyttiggörande av energiaskor". I projektets första rapport, som färdigställdes i oktober 2004, framgår det att en bedömning av askans föroreningsrisk ska baseras på askans egenskaper, omgivningens egenskaper och känslighet samt de skyddsåtgärder som vidtas vid användning av askan. För att föroreningsrisken ska kunna värderas krävs det enligt rapporten en angivelse på vad som inom detta område är en acceptabel föroreningsrisk. (Håkansson *et al.*, 2004) Något förslag på vad som ska anses vara en acceptabel föroreningsrisk anges inte i rapporten.
- ***MGB, Modell för miljögeoteknisk bedömning av väg- och järnvägsbyggnadsmaterial***, är ett projekt vars syfte är att ta fram en modell för miljöbedömning av material som ska användas i väg- eller järnvägskonstruktioner. Enligt modellen ska miljöbedömningen genomföras i tre steg filtrering, karakterisering och ställningstagande. Värderingen av ett materials föroreningsrisk görs med hjälp av en kravspecifikation i det sista steget. Syftet med kravspecifikationen är att säkerställa att emissionen från konstruktionen till omgivningen begränsas. Utifrån kravspecifikationen klassificeras en lösning, d.v.s. en vägkonstruktion i en omgivning, som grön, gul eller röd. Grön lösning innebär att den effekt, som kan uppkomma på människors hälsa och miljö är acceptabel. Gul lösning innebär att kompletterande krav måste uppfyllas för att lösningen ska accepteras. Röd lösning innebär att lösningen är direkt olämplig. (Svedberg, 2003c)
- I rapporten ***Principles for risk assessment of secondary materials in civil engineering work***, beskrivs en modell för riskbedömning av restmaterial, se kapitel 4.3.

9.3.3 Värdering i utländska modeller

I Nederländerna och Danmark har system för miljötekniska bedömningsmodeller och riktlinjer för användandet av restmaterial i byggande framarbetats.

- I ***Nederländerna*** finns det sedan 1999 ett regelverk, som anger de miljötekniska kvalitetskrav som måste uppfyllas oavsett om det är naturmaterial eller ett restmaterial. Kvalitetskraven redovisas i form av gränsvärden för materialets ämnesinnehåll och ämnesutlakning och baseras på det som benämns som en acceptabel merbelastning. Utgångspunkten för att bestämma en acceptabel merbelastning för oorganiska ämnen är att under 100 år får halten av ett ämne i en meter jord inte öka med mer än en procent av riktvärdet för ämnet i jorden. Utifrån värdet på merbelastningen genomförs sedan en beräkning av hur stor halt ämnen, som ett material placerat i en viss typ av konstruktion, får innehålla för att de inte ska överskrida den acceptabla

² Värmeforsk är ett samarbetsorgan för energi-, process och tillverkningsindustrin inräknat skogsindustrin och energikonsulterna.

merbelastningen. För organiska ämnen genomförs en jämförelse mellan materialets totalhalter och föroreningskriterier för jord.(Eikelboom, 2004)

- I **Danmark** har en modell för miljöteknisk bedömning implementerats i lagstiftningen. I modellen klassificeras materialen i tre kategorier. Om ett material klassificeras till kategori ett får det användas utan restriktioner. För material klassificerade till kategori två och tre finns det en rad restriktioner kring användningen som att skyddsavståndet till en dricksvattentäkt måste vara minst 30 meter, materialet måste placeras ovanför grundvattenytan och materialet får ha en maximal tjocklek på fem meter. För vägar är den maximala tjockleken en meter. Klassificeringen baseras på gränsvärden för ett materials totala innehåll och för utlakning av ämnen som tungmetaller och salter.(Hjelmar, 2004) Gränsvärdena baseras i sin tur på bl.a. bakgrundsnivåer och kriterier för grundvattenkvalitet och värdena syftar till att säkra så att risken för förorening av grundvattnet, vilket utgör skyddsobjektet i modellen, inte blir oacceptabel (Svedberg, 2002).

10 Inventering – riskkriterier

För att identifiera vilka riskkriterier som används vid värdering av ett materials föroreningsrisk genomförs i arbetet en inventering.

10.1 Syfte

Av en erfarenhetsinsamling, genomförd av Visser (2003) framgår det att det inte finns några nationellt vedertagna riskkriterier, som kan användas vid en värdering av ett restmaterials föroreningsrisk. Vid erfarenhetsinsamlingen studerades bl.a. vilka riskkriterier som använts vid projektering av 44 vägprojekt runt om i Sverige. I samtliga av de studerade projekten har restmaterial använts som konstruktionsmaterial. Trots denna avsaknad av riskkriterier genomförs det vid en del projekteringar av vägar en bedömning av hur lämpligt, sett ur ett miljömässigt perspektiv, ett material är att använda i en vägkonstruktion. (Visser, 2003)

Mot denna bakgrund genomförs i detta arbete en mindre inventering med syfte att undersöka vilka riskkriterier som används och om ett vägmaterials föroreningsrisk värderas enligt FMH-bilagans terminologi, ringa och inte endast ringa föroreningsrisk.

10.2 Utförande

Urvalet av de studerade projekten i inventeringen baseras på att aktörer från olika verksamhetsområden är representerade, detta för att skapa en så god bild som möjligt över vilka riskkriterier som används. Underlag till inventeringen har inhämtats efter personlig kontakt med personer från Luleå Tekniska Universitet, Uppsala och Skellefteå kommun och företagen SYSAV, Merox SSAB, Boliden. De dokument, som inkom från aktörerna gäller restmaterial och utgörs av miljökonsekvensbeskrivningar (MKB), anmälan av användning och information från miljömässig utvärdering. Dokumenten finns redovisade i referenslistan.

10.3 Resultat

Inventeringen visar att inom verksamhetsområdet projektering av vägkonstruktioner används benämningen bedömningsgrund på de kriterier som avgör om ett material, sett ur en miljömässig synvinkel, är lämpligt att använda. Riskkriterier är den benämning som används inom riskhanteringsprocessen och är den benämning som används i arbetet.

Av resultatet framgår det att det inte finns några vedertagna riskkriterier som gäller för värdering av ett konstruktionsmaterials föroreningsrisk. I ett flertal av dokumenten framgår det att utlagningsdata för ett restmaterial jämförs mot utlagningsdata för naturmaterial och mot riskkriterier, som egentligen är avsedda för andra ändamål.

Risikkriterierna utgörs bl.a. av generella riktvärden³ och jämförvärden⁴ för förorenad mark, förorenat grundvatten, förorenat ytvatten samt bakgrundshalter⁵, se tabell 10:1.

Tabell 10:1. Risikkriterier använda i de studerade dokumenten.

Risikkriterier	MKB hyttsten	Anmälan aska	Anmälan slaggrus	Anmälan gummiklipp	Utvärdering järnsand
Terminologin ringa eller inte endast ringa		X		X	
Lakningsdata från naturmaterial	X		X	X	
Föreskrifter om dricksvatten					X
Radioaktiva ämne i livsmedel		X			
Bakgrundshalter i miljö		X			
Generella riktvärden för förorenad mark		X		X	
Bedömningsgrund Sjöar och vattendrag	X				X
Bedömningsgrund Förorenade områden	X			X	
Eget framtagna riktvärden			X		
Tungmetaller i åkermark		X			
Utländska kriterium				X	X

I dokumentet, anmälan om användning av aska, hänvisas till den framtagna miljökonsekvensbeskrivning som finns för materialet. I MKB:n används Livsmedelverkets bestämmelser för radioaktiva ämnen i livsmedel som jämförelsegrund för halten cesium i askan. För att avgöra om halten tungmetaller är för hög görs en jämförelse av tillgängligheten⁶ för tungmetallerna i materialet mot de riktvärden som ställts upp av Naturvårdsverket för förorenad mark, kategorin känslig markanvändning. I dokumentet utvärdering av järnsand jämförs resultatet från provtagning med lysimetrar⁷ mot Naturvårdsverkets jämförvärden för ytvatten i sjöar och vattendrag samt mot Livsmedelsverkets dricksvatten kriterier. De risikkriterier som används vid värdering av ett konstruktionsmaterials föroreningsrisk hämtas således från en rad olika områden.

³ Riktvärde anger ”den halt av förorening över vilken risk för oönskade effekter på människor eller miljö kan föreligga” (Naturvårdsverket, 1997).

⁴ Jämförvärde är en uppskattning av den naturliga halten av ett ämne som finns i ett område (Naturvårdsverket, 1999b).

⁵ Bakgrundshalt är den verkliga halten av en metall eller ett organiskt ämne som uppmätts i morän- och sedimentjordarter runt om i Sverige (Naturvårdsverket, 1999b).

⁶ Tillgänglighet anger den halt ämne som har potential att utlaka från ett material när inga retarderande faktorer som alkalinitet, kornstorlek, koncentrationsskillnader eller tid begränsar utlakningen (Naturvårdsverket, 2002).

⁷ En metod som används för att fånga upp lakvatten från en geokonstruktion.

Inventeringen visar att begreppet ringa föroreningsrisk används i två av de studerade dokumenten. Det ena dokumentet är en anmälan till kommun om användning av aska som material i en vägkonstruktion och det andra dokumentet är en anmälan till kommun om användning av gummiklipp som vägmateriäl.

Resultatet från inventeringen stämmer överens med det resultat som framkom av Vissers (2003) erfarenhetsinsamling. Av erfarenhetsinsamlingen framgår det att de riskkriterier som främst används är jämförelser mot andra material samt mot olika jämförvärden, bakgrundshalter och rikt- eller gränsvärden. Av insamlingen framgår det även att i vissa projekt har inte någon dokumenterad användning av riskkriterier genomförts. Se bilaga 1.

10.3.1 Praxis

Utifrån den information som framkommer av inventeringen och av litteraturstudien inom området framgår det att en praxis för användning av restmaterial har etablerats på olika håll i Sverige.

- **Hyttsten** är ett exempel på ett vedertaget restmaterial i vägbyggnadssammanhang. Av den miljökonsekvensbeskrivning för hyttsten, som inkom under inventeringen, framgår det att användningen av materialet tycks baseras på bedömningsgrunderna för förorenade områden samt för sjöar och vattendrag och på att materialets utlakning av ämnen är jämförbar med den för ett naturmaterial. Sett ur ett regionalt eller nationellt perspektiv anses användningen av hyttsten som konstruktionsmaterial medföra ett flertal miljövinster som minskad användning av naturresurser och minskade materialtransporter. Vägkonstruktionen är inte inkluderad i miljökonsekvensbeskrivningen.(Ledskog & Moosberg Bustnes, 2001)
- **Slaggrus** från SYSAVs⁸ avfallsförbränning används i Skåne vid anläggande och förstärkande av vägar och parkeringsplatser. SYSAV har tillsammans med länsstyrelsen i Skåne och Malmö kommun tagit fram en kvalitetssäkring för användning av slaggrus från SYSAVs anläggning. Kvalitetssäkringen baseras på slaggrusets tekniska och miljömässiga egenskaper, på att användningen sker i en viss miljö i trakten kring Malmö och med vidtagna säkerhetsåtgärder. En del av de krav som ställs vid användningen av slaggrus är att materialet ska placeras på ett en meter tjockt tätsikt av lermorän för att minska utlakningen av ämnen, konstruktionen ska ha en tät gjord yta för att minska infiltrationen och inga skyddsvärda vatten får finnas i närheten. Enligt Raoul Grönholm på SYSAV utgör kvalitetssäkringen endast en del av underlaget vid en värdering och är inte avgörande för om materialet får användas i en geokonstruktion. Det är upp till varje lokal myndighet att fatta beslut om de vill tillåta slaggrus och på vilka villkor.(Grönholm, 2004-09-23)

⁸ SYSAV står för Sydskånes avfallsaktiebolag och är beläget utanför Malmö

11 Enkät – värdering av föroreningsrisk

Mot bakgrunden av att det inte finns något vedertaget tillvägagångssätt att använda vid en värdering av ett materials föroreningsrisk och att det inte finns några vedertagna riskkriterier genomförs i arbetet en enkät inom området riskvärdering.

11.1 Syfte

Enkäten syftar till att undersöka hur personer verksamma inom myndigheter, näringsliv och universitet värderar risken för förorening till följd av emission från vägkonstruktionsmaterial. I enkäten söks svar på tre frågor:

- Värderar personer som får samma bakgrundsinformation risken för förorening på samma sätt?

om inte

- Värderar personer inom samma verksamhetsområden föroreningsrisken på samma sätt?

och

- Vilka faktorer inverkar på en persons värdering?

11.2 Utformning

Enkätens utformning har tagits fram genom diskussioner med mina handledare samt Mácsik (2004). Enkäten presenteras i sin helhet i bilaga 3. Nedan beskrivs enkätens utformning och bakgrundsinformation övergripande, för en utförligare beskrivning hänvisas läsaren till bilaga 4.

11.2.1 Scenario

Enkäten består av fyra scenarion A, B, C och D. Varje scenario beskriver spridningen av ett eller flera ämnen i grundvattnet till följd av emission från ett vägkonstruktionsmaterial.

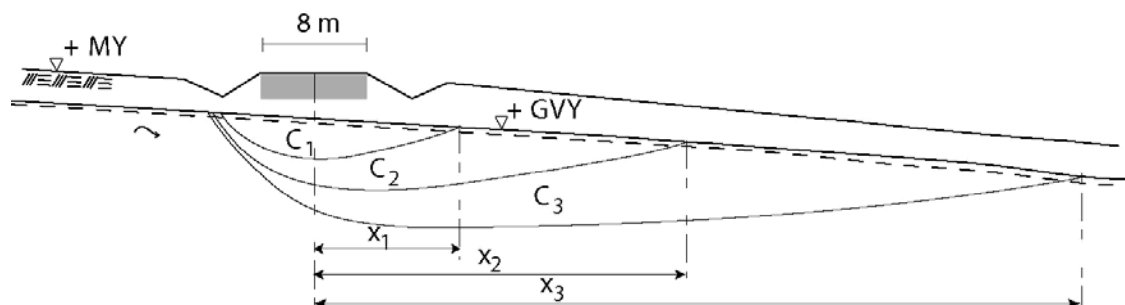
De fyra scenariorna är platsspecifika, vilket innebär att vägkonstruktionen och dess omgivning har specifika egenskaper. I samtliga scenarion representeras vägkonstruktionen av en asfalterad väg, som är uppbyggd av restmaterialet slaggrus och omgivningen representeras av jordarten morän och en grundvattennivå på en meter under underkanten på konstruktionen. Anledningen till att scenariorna är platsspecifika är att emissionen av ämnen från ett vägmateriale styrs av ett flertal faktorer i en vägkonstruktion och dess omgivning, se kapitel 7.

I omgivningen runt en vägkonstruktion finns det objekt som bör skyddas mot den konsekvens som emissionen av ämnen kan ge upphov till, se kapitel 3.2.1. I scenariorna är grundvattnet skyddsobjekt eftersom fokus i arbetet ligger på just risken för förorening av grundvattnet. Emissions sättet som behandlas i enkäten är utlakning eftersom det är den vanligaste formen av emission, se kapitel 7.1.

Det som skiljer de fyra scenariorna åt är att olika kategorier av ämnen utlakas från konstruktionen. Till varje scenario redovisas dels en bild över spridningen av ett för

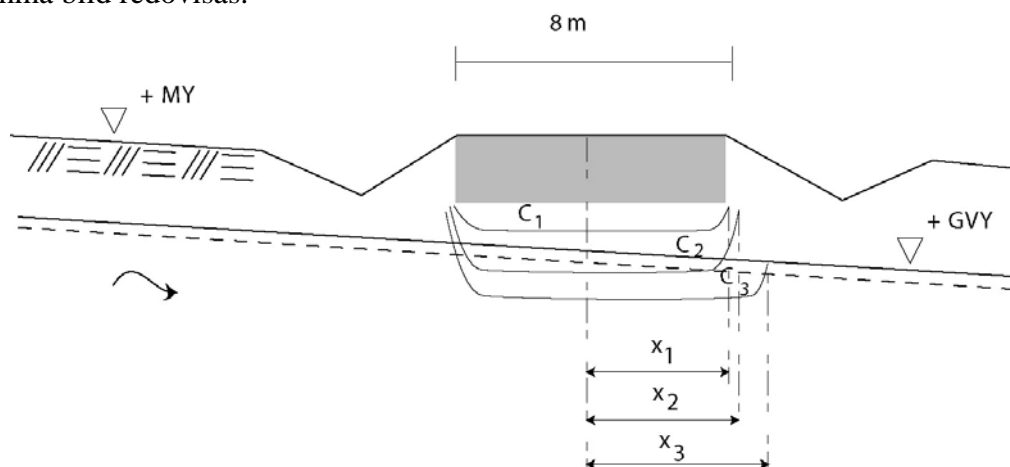
kategorin representativt ämne dels en tabell som anger ämneshalten på tre olika avstånd från vägen.

Scenario A representerar utlakning av ämnen som har en hög löslighet samt låg retardation och farlighet. Ämneskategori A representeras av klorid.



Figur 11:1. Spridningsbild för scenario A. Ej skalenlig.

Scenario B representerar ämnen som har låg löslighet, hög retardation och måttlig farlighet som zink och scenario C representerar ämnen som har låg löslighet, hög retardation och mycket hög farlighet som kadmium. Ämneskategori B och C antas vid de förhållanden som råder i scenarierna ha samma spridningsförlopp varför en och samma bild redovisas.



Figur 11:2. Spridningsbild för scenario B och C. Ej skalenlig

Scenario D representerar den samlade utlakningen av alla tre ämnena.

11.2.2 Uppgift

Uppgiften i enkäten är att i de fyra scenarierna värdera risken för förorening av grundvattnet till följd av ämnesemission från en vägkonstruktion. Till varje scenario ställs två frågor:

- Hur värderar ni föroreningsrisken?
- Hur värderar ni föroreningsrisken om det finns en mindre vattentäkt, t.ex. en borrhälsbrunn, 50 meter från vägen? Vattentäkten påverkar inte spridningsbilden.

Till varje fråga anges tre svarsalternativ obetydlig, ringa eller inte endast ringa föroreningsrisk. De två sista begreppen härstammar från förordning (1998:899) om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd. Begreppet obetydlig föroreningsrisk är inget vedertaget begrepp utan används i arbetet som ett komplement till ringa och inte endast ringa föroreningsrisk, se kapitel 10.

11.2.3 Utskick

Enkäten skickades ut till 40 svarspersoner från fyra olika verksamhetsområden länsstyrelser, miljökontor, konsultföretag och universitet. Valet av sakkunniga inom respektive verksamhetsområde baseras på att personer med kunskap inom områdena tillståndsprövning enligt Miljöbalken, ekotoxikologi samt mark och vatten ska vara representerade. Detta urval av sakkunniga anser jag täcker ett flertal av de områden som är viktiga att ha kunskap inom vid en värdering av risken för förorening från ett material i en vägkonstruktion. För att få en så hög svarskvot som möjligt är enkäten anonym.

Veckan innan enkäten sändes ut skickades ett e-brev till svarspersonerna, som informerade dem om att de inom den närmsta veckan skulle mottaga en enkät i vilken de ombads värdera föroreningsrisken i fyra scenarion. Brevet redovisas i bilaga 2.

Vid utvärderingen av enkäten visade det sig att ett antal svarspersoner tolkat enkäten felaktigt. Eftersom enkäten är anonym kunde inte de personer som besvarat enkäten kontaktas utan en andra enkät fick skickas ut. I den andra enkäten gjordes en förändring för att undvika feltolkning, detta redovisas utförligare i bilaga 4. Drygt två veckor efter det att den andra enkäten sändes ut skickades en påminnelse via e-brev.

11.3 Resultat

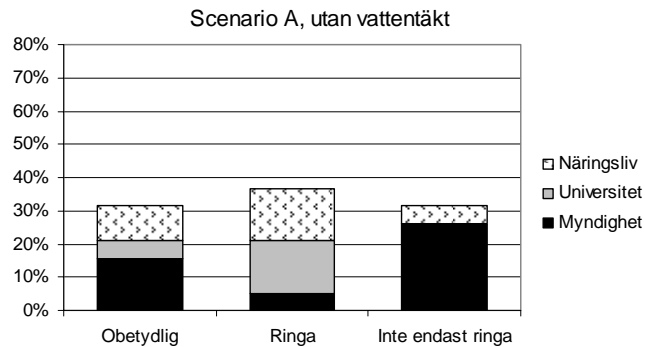
Enkäten har besvarats av 48 procent. Av svarspersonerna har fem meddelat att de inte kommer att besvara enkäten och av dessa har tre uppgivit tidsbrist som anledning och två anser att de inte är sakkunniga inom det område som enkäten behandlar.

Vid utvärderingen av enkäten har svarspersonerna delats in i tre svarsgrupper myndighet, näringsliv och universitet. Indelningen baseras på de svar som lämnats i enkäten på frågor om yrke och yrkesinriktning. Svarsgruppen myndighet representerar de som arbetar med anmälnings- och tillståndsprövning enligt Miljöbalken. Näringsliv representerar de som arbetar med att ta fram underlag till myndigheternas prövning. Svarsgruppen universitet representerar de som forskar inom områden som t.ex. hydrogeologi och ekotoxikologi och vars forskningsresultat kan påverka myndigheters och näringslivets arbete inom området. Avsikten med denna indelning är att undersöka om värderingen av föroreningsrisken skiljer sig åt mellan och inom de tre verksamhetsområdena.

En sammanställning av hur den procentuella andelen svar fördelar sig över de tre svarsalternativen, hur stor andel svarspersoner inom respektive svarsgrupp som värderar scenariona som obetydlig, ringa eller inte endast ringa föroreningsrisk samt hur svaren för ett svarsalternativ fördelar sig mellan de tre svarsgrupperna redovisas i bilaga 5.

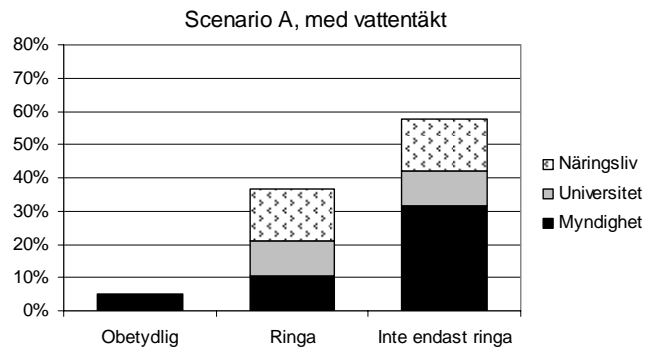
11.3.1 Scenario A – klorid

Den procentuella fördelningen av antalet svar, för scenariot utan en närliggande vattentäkt, är relativt jämnt fördelad över de tre svarsalternativen. Nästan 32 procent av svarspersonerna värderar föroreningsrisken som obetydlig, lite drygt 36 procent som ringa och nästan 32 procent som inte endast ringa. Vid en jämförelse av svarsfördelningen inom de tre svarsgrupperna framgår det att fler än hälften av svarspersonerna i gruppen myndighet värderar föroreningsrisken som inte endast ringa. I gruppen universitet anser tre fjärdedelar av svarspersonerna att föroreningsrisken ska värderas som ringa. För gruppen näringsliv är motsvarande andel hälften, se bilaga 5.



Figur 11:3. Andelen svar för de tre svarsalternativen för scenario A utan vattentäkt.

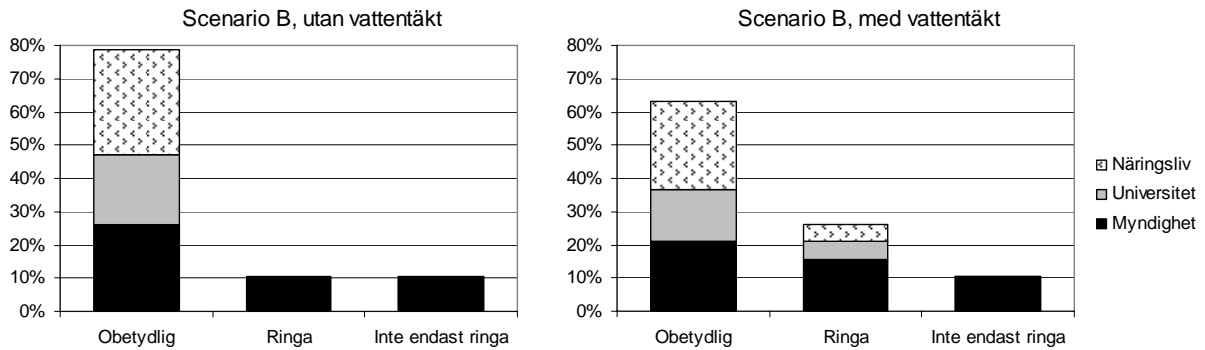
När en mindre vattentäkt placeras i närheten av vägen ändras svarspersonernas värdering av föroreningsrisken. Den procentuella andel som anser att föroreningsrisken är inte endast ringa nästan fördubblas mot scenariot utan vattentäkt och endast 5 procent värderar föroreningsrisken som obetydlig. Myndighet är den svarsgrupp som värderar föroreningsrisken som störst. I denna grupp är det 67 procent av svarspersonerna som värderar föroreningsrisken som inte endast ringa. I svarsgrupperna näringsliv och universitet är andelen som värdera föroreningsrisken som ringa lika stor som andelen som värderar föroreningsrisken som inte endast ringa, se bilaga 5.



Figur 11:4. Andelen svar för de tre svarsalternativen för scenario A med vattentäkt.

11.3.2 Scenario B – zink

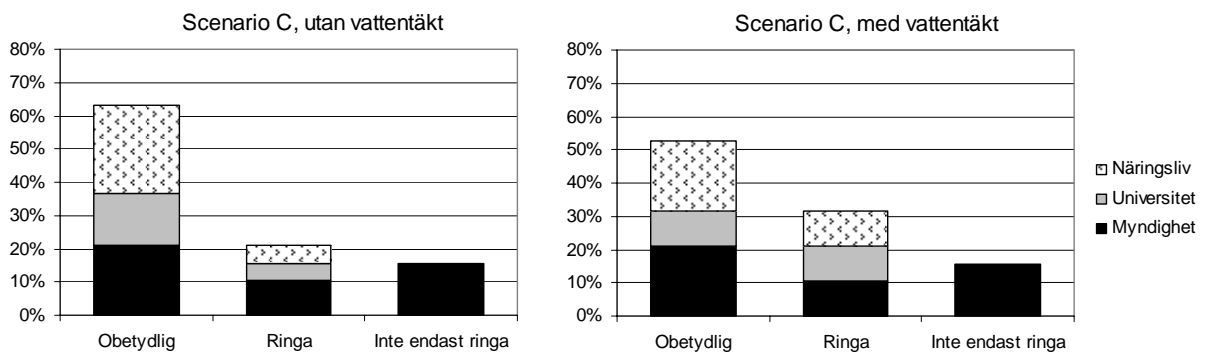
En majoritet av svarspersonerna, 79 procent i scenariot utan och 63 procent i scenariot med en vattentäkt, värderar föroreningsrisken som obetydlig när zink utlakas från vägkonstruktionen. Samtliga personer i svarsgrupperna näringsliv och universitet värderar föroreningsrisken som obetydlig i scenariot utan vattentäkt medan i gruppen myndighet är svaren fördelade över de tre svarsalternativen dock med störst andel på obetydlig föroreningsrisk.



Figur 11:5. Andelen svar för de tre svarsalternativen för scenario B utan respektive med vattentäkt.

11.3.3 Scenario C – kadmium

Föroreningsrisken till följd av utlakning av kadmium värderas i scenariot utan vattentäkt som obetydlig av 63 procent av svarspersonerna medan svarsalternativen ringa och inte endast ringa får 21 respektive 16 procent. När en vattentäkt placeras i närheten av vägen ökar andelen som anser att föroreningsrisken ska värderas som ringa. Detta beror på att personer ur svarsgrupperna näringsliv respektive universitet värderar föroreningsrisken som större. Det är endast personer ur svarsgruppen myndighet som värderar föroreningsrisken som inte endast ringa i de båda scenariona.

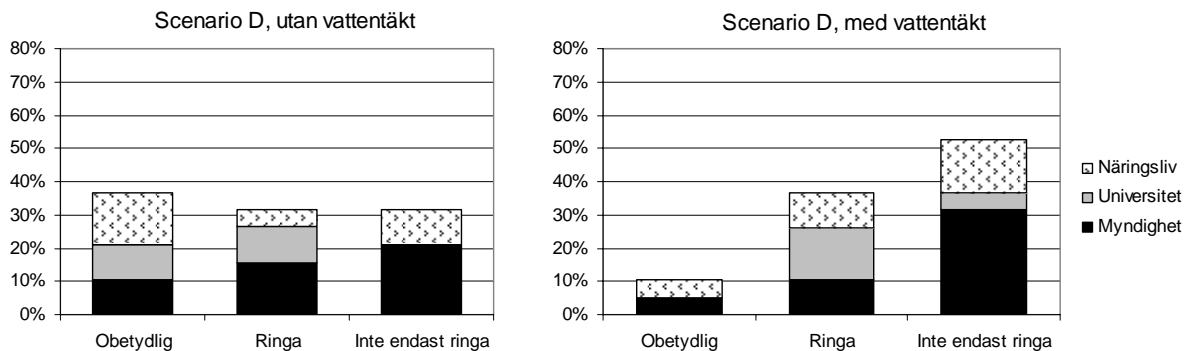


Figur 11:6. Andelen svar för de tre svarsalternativen för scenario C utan respektive med vattentäkt.

11.3.4 Scenario D – klorid, zink och kadmium

I scenario D utan en vattentäkt i närheten av vägen, är svarsfrekvensen jämnt fördelad över de tre svarsalternativen. I fallet med en vattentäkt värderar 10 procent föroreningsrisken som obetydlig medan nästan 37 procent värderar risken som ringa och nästan 53 procent som inte endast ringa. Svarsgruppen myndigheter är den grupp i vilken störst andel av svarspersonerna värderar risken för förorening som inte endast ringa, se bilaga 5.

Notera att två svarspersoner ur svarsgrupperna myndighet respektive näringsliv har värderat risken för förorening som värre i scenario A än i scenario D trots att samtliga ämnen utlakas från konstruktionen i scenario D.



Figur 11:7. Andelen svar för de tre svarsalternativen för scenario D utan respektive med vattentäkt.

11.4 Diskussion

I enkäten söks svar på om personer som får samma bakgrundsinformation värderar risken för förorening på samma sätt och om inte, finns det då någon skillnad i värdering inom och mellan de olika områdena, som personerna är verksamma. I enkäten undersöks även vilka faktorer som styr svarspersonernas värdering.

Diskussionen av enkäten tas upp här istället för i det avslutande diskussionskapitlet eftersom den information som framkommer ska ligga som grund vid diskussion av angreppssätt för värdering av föroreningsrisk, se kapitel 12.

Skillnader i värdering av föroreningsrisken

Av resultatet framgår det att trots att svarspersonerna fått samma bakgrundsinformation värderas risken för förorening olika dels svarsgrupperna emellan dels inom respektive svarsgrupp. Fördelningen av svar tyder på att det inte finns något förhållningssätt till hur en värdering av föroreningsrisken till följd av emission från en vägkonstruktion ska genomföras. Det tyder också på att svarspersonerna väger in egen kunskap och kanske även egna värderingar i riskvärderingen. Resultatet tyder också på att det inte finns någon enhetlig betydelse eller innebörd av begreppen ringa och inte endast ringa föroreningsrisk. Om ett scenario värderas som obetydligt, ringa eller inte endast ringa förefaller bero på vem som genomför värderingen och dennes uppfattning av scenariot.

Svarsgrupperna näringsliv och universitet tycks inte värdera risken för förorening lika strängt som gruppen myndighet. Detta kan bero på att en eventuell intressekonflikt föreligger mellan näringslivet och myndigheterna som har olika roller i samhället.

Enligt en svarsperson från gruppen myndighet måste föroreningsrisken i samtliga scenario värderas som inte endast ringa eftersom resurshushållningen, i detta fall en minskad användning av naturmaterial, är viktig men sett ur ett långsiktigt perspektiv är det ingen grund för att göra avkall på risken för spridning av metaller.

Vid samtal med en av svarspersonerna framkom det att när en myndighet handlägger ett ärende har de normalt inte tillgång till den information om utlakning och halten ämnen i grundvattnet som redovisas i enkäten. En värdering av ett ”verkligt fall” skulle därför troligtvis göras strängare, speciellt i de fall som en vattentäkt finns i närheten.

Faktorer som styr värderingen av föroreningsrisken

I det första scenariot A nästan fördubblas antalet personer som värderar föroreningsrisken som inte endast ringa när en vattentäkt ligger i närheten av vägen. En förklaring till denna förändring kan vara att svarspersonerna ändrar skyddsobjekt från grundvattnet till människa eftersom vattentäkten kan tänkas användas för uttag av dricksvatten. I scenario D kan samma förändring av skyddsobjekt utläsas av svaren. I ett par kommentarer till varför föroreningsrisken värderas som inte endast ringa i dessa scenarion anges att klorid kan ge upphov till lukt- eller smakförändring på vattnet, vilket kan ha en inverkan på människan. Valet av skyddsobjekt tycks påverka hur svarspersonerna värderar risken för förorening.

Vid en jämförelse av svarsresultatet för de tre första scenariona, med en vattentäkt i närheten av vägen, framgår det att utlakningen av klorid är det scenario som störst andel svarspersoner värderar som inte endast ringa föroreningsrisk. En möjlig förklaring till detta resultat kan vara att klorid är det av de tre redovisade ämnena som sprids över störst område och som därmed har störst sannolikhet att ge en effekt på vattentäkten. I enkäten har klorids farlighet satts som låg för människa och miljö, trots detta värderar alltså ett flertal av svarspersonerna föroreningsrisken som inte endast ringa. Värderingen av klorid tycks därför baseras på dess potential att spridas.

En majoritet av svarspersonerna värderar risken för förorening av zink respektive kadmium som obetydlig i fallet med vattentäkt. Svarspersonernas värdering tycks även här baseras på ämnens potential för att spridas. Zink och kadmium har i förhållande till klorid en låg potential att spridas, detta beror på deras låga löslighet och höga retardation. Om svarspersonernas värdering endast baseras på ämnens farlighet borde utfallet ligga närmare inte endast ringa föroreningsrisk för kadmium än för klorid.

Kommentarer, som framkom från enkäten, är att risken för förorening till följd av emission från ett vägkonstruktionsmaterial bör ställas i relation till de övriga risker som en ny väg medför. Det kan vara olyckor som kan medföra utsläpp, vägsalt, partikelutsläpp från trafiken, vattenavrinning från vägytan etc. En annan kommentar är att en vägkonstruktion sett ur ett föroreningsperspektiv, är ganska ointressant så länge inte förorenade massor används som konstruktionsmaterial. Vad svarspersonen menar med förorenade massor framgår inte.

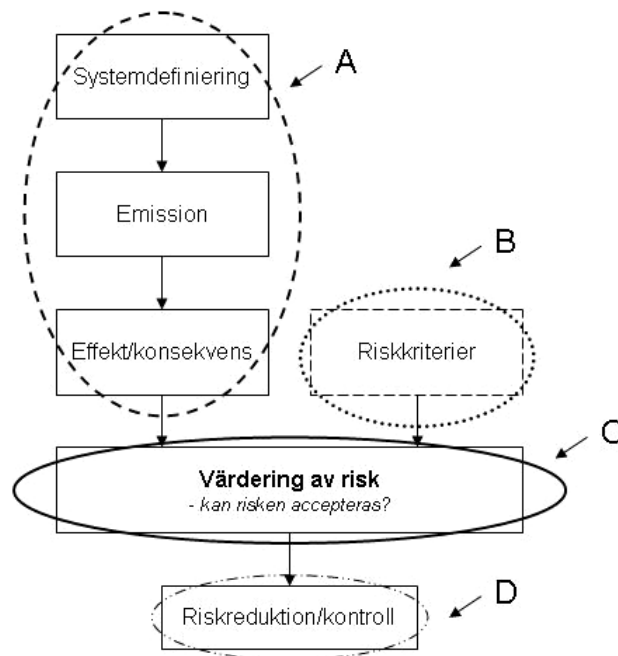
12 Angreppssätt för värdering av föroreningsrisk

I kapitlet förs en diskussion av angreppssätt för värdering av föroreningsrisk till följd av emission från material i en vägkonstruktion och slutsatser dras. Avslutningsvis presenteras ett förslag på angreppssätt.

12.1 Inledning

Syftet med examensarbetet är att presentera ett angreppssätt för att värdera föroreningsrisken till följd av emission från material i en vägkonstruktion. Med föroreningsrisk avses en kombination av sannolikheten för att ämnen emitterar från material i en vägkonstruktion och den negativa effekt eller efterföljande konsekvens, som ämnena ger upphov till i grundvattnet.

Tankegången i den modell, som utgör stommen i arbetet, bygger på tankesättet i riskhanteringsprocessen, vilket kort kan sammanfattas med att risken i ett system analyseras därefter värderas och slutligen reduceras eller kontrolleras. I detta arbete representeras analysdelen av de tre momenten systemdefiniering, emission och effekt/konsekvens, genom vilka kunskap insamlas för att uppskatta graden av föroreningsrisk i ett system bestående av en vägkonstruktion och dess omgivning, se figur 12:1 A. För att avgöra om risken är acceptabel måste en värdering av risken genomföras, vilken kan underlättas genom att riskkriterier används, se figur 12:1 ring C respektive B. Om risken inte är acceptabel måste åtgärder vidtas för att reducera eller kontrollera den, figur 12:1 D.



Figur 12:1. Modell, vilken utgör stomme i arbetet.

Den enkät, som genomförs i arbetet, visar att personer verksamma inom myndigheter, näringsliv och universitet värderar risken för förorening olika. Både inom och mellan de tre verksamhetsområdena är svaren fördelade över de olika svarsalternativen. En

av de slutsatser som dras av detta resultat är att det inte finns något gemensamt förhållningssätt till hur risken för förorening till följd av emission från material i en väg ska värderas. Det krävs alltså någon form av vedertagen modell eller riktlinjer för att en riskvärdering inom detta område ska genomföras någorlunda enhetligt.

SLUTSATS: Det krävs en modell eller riktlinjer för att en värdering av föroreningsrisken i ett system bestående av en vägkonstruktion och dess omgivning ska genomföras enhetligt.

Vad ska ett platsspecifikt angreppssätt för värdering av risk för förorening till följd av emission från material i en vägkonstruktion innefatta?

12.2 Skyddsobjekt

Vad är det i ett system som ska skyddas? Detta är den första fråga som bör ställas vid uppskattning och värdering av graden föroreningsrisk i ett system. Alltså för vem ska risken vara acceptabel är det för människa, miljö, ekosystem, en särskild art eller en särskild individ.

En möjlighet är att grunda valet av skyddsobjekt på de fem kriterierna entydig definition, tydlig mätvariabel, social eller biologisk relevans samt mottaglighet för det som inträffar (Suter & Barnthouse, 1993). Dessa kriterier kan inte peka ut ett entydigt skyddsobjekt i ett system, men de kan kanske begränsa och underlätta urvalet. Nackdelen med kriterierna är att ett objekt, som idag inte värdesätts av människan, kan sällas bort p.g.a. för låg social relevans. Det finns idag inte kännedom om hur alla skyddsobjekt reagerar på alla typer av exponering, vilket gör det svårt att bestämma ett objekts biologiska relevans och om det är mottagligt för en händelse. Objekt kan därför p.g.a. idag bristande kunskap sällas bort. Allt eftersom ny kunskap framkommer om olika objekt i ett ekologiskt system kan valet av skyddsobjekt komma att ändras. Val av skyddsobjekt är således en kontinuerlig process som hela tiden måste uppdateras med ny kunskap.

Valt skyddsobjekt kan tillsammans med kunskap från en miljöteknisk karakterisering av ett material utgöra underlag för att bestämma den ”värsta tänkbara skadehändelse”, som kan inträffa i ett system. Vid framtagande av ”värsta tänkbara skadehändelse” antas att ett skyddsobjekt exponeras för den totala halten ämnen i ett material. Det krävs kunskap inom ekotoxikologi för att kunna bestämma vilken konsekvens som uppkommer hos skyddsobjektet till följd av exponeringen. Kunskap om ett systems ”värsta tänkbara skadehändelse” utgör utgångspunkt i en deterministisk riskvärdering. Att använda denna typ av riskvärdering som angreppssätt vid en värdering av föroreningsrisken är inte lämpligt eftersom den inte tar hänsyn till sannolikheten för emission, vilken är en styrande faktor för graden av förorening. Det är dock viktigt att ha vetskap om vilken den ”värsta tänkbara skadehändelse” är eftersom det finns en viss grad av osäkerhet i graden av föroreningsrisk.

Resultatet, av den enkät som genomförs i arbetet, visar att när det är möjligt för människan att komma i kontakt med grundvattnet görs värderingen av föroreningsrisken strängare. Valt skyddsobjekt förefaller således vara en av de faktorer, som styr hur risken för förorening värderas och det är därför viktigt att ha en klar bild av vad det är i ett system som ska skyddas. Resultatet av enkäten visar också att svarspersonernas värdering av föroreningsrisken i en och samma fråga fördelas

över de olika svarsalternativen, trots att grundvattnet är angivet som skyddsobjekt. Detta tyder på att ett skyddsobjekt inte är den enda faktor som styr hur risken för förorening värderas.

SLUTSATS: För att en värdering av föroreningsrisken ska genomföras enhetligt måste ett eller flera skyddsobjekt identifieras.

12.3 Bas för värdering

12.3.1 Grad av föroreningsrisk

Syftet med en riskvärdering är att besvara om risken i ett system kan accepteras (Riskkollegiet, 1991). För att besvara om risken för förorening är acceptabel i ett system kan en probabilistisk riskvärdering vara en möjlig utgångspunkt. En probabilistisk riskvärdering baseras på sannolikhet för en negativ händelse och konsekvensen av den (Davidsson *et al.*, 2002). I detta arbete innebär det att utgångspunkten för en värdering är den grad av föroreningsrisk som finns i ett system, vilket i detta fall består av en vägkonstruktion och dess omgivning.

Graden av föroreningsrisk kan bestämmas genom kunskap om sannolikheten för och konsekvensen av emission av ämnen från ett material i en väg. Sannolikheten för emission kan uppskattas utifrån materials inneboende egenskaper, en konstruktions utformning och en omgivnings beskaffenhet. Effekten eller konsekvensen kan uppskattas utifrån de emitterande ämnens egenskaper och omgivningens mottaglighet och känslighet. Se figur 12:1, A. Teoretiskt skulle ett mått på sannolikheten kunna uppskattas utifrån datamodeller över spridningen av ämnen från en vägkonstruktion och konsekvensen utifrån ekotoxikologisk data. En annan möjlighet är att inhämta kunskap från fältförsök.

Av den inventering, som genomförs i arbetet, framgår det att en värdering av ett materials föroreningsrisk inte baseras på graden av föroreningsrisk i ett system utan på riskkällan d.v.s. ämnesinnehållet i ett material. Kunskap om ett materials riskkälla insamlas genom miljöteknisk karakterisering i laboratorium. Härvid undersöks totalhalten ämnen i ett material och ämnens utlakning. Fördelen med att använda kunskap om ett materials riskkälla som bas för värdering är att kunskapen är relativt enkel att införskaffa.

Det finns nackdelar med att endast basera en värdering på kunskap från en miljöteknisk karakterisering. Att basera en värdering av föroreningsrisken på ett materials totalhalt av ämnen är inte lämpligt. Studier visar nämligen att ett materials totalhalt av ämnen inte är avgörande för hur stor halt som emitterar från ett material, utan det som styr emissionen är hur ämnena är bundna till materialet (Tossavainen, 2000). Ett materials totalhalt ger dock kunskap om vilka ämnen, som kan tänkas utlaka och den teoretiskt sett största mängd ämne, som kan frigöras från ett material. Denna kunskap kan användas när en bild av det värsta föroreningsscenariot ska målas upp.

Resultat från utlakningsförsök i laboratorium ger en bättre bild av den mängd ämnen som kan utlakas än materials totalhalter. Vid ett utlakningsförsök i laboratorium kan dock inte hänsyn tas till de faktorer i en vägkonstruktions utformning och omgivning som styr ämnens utlakningsförlopp. Faktorer som påverkar ett materials placering i

konstruktionen, vattnets perkolations genom konstruktionen, den underliggande jordartens permeabilitet. Det kan visa sig att ett material, som vid försök i laboratorium utlakar stora mängder ämnen vid placering i en vägkonstruktion endast ger upphov till en låg utlakning av ämnen. Endast studie av information från laboratorieundersökningar om ett material ger således en begränsad bild av hur emissionen av ämnen kommer att se ut när ett material används i en vägkonstruktion.

Graden av föroreningsrisk i ett system, vägkonstruktion och dess omgivning, bör således utgöra basen för en värdering av ett materials föroreningsrisk. Fördelen med att använda graden av föroreningsrisk som bas är att det ger en mer verklighetstrogen bild av risken för förorening. Nackdelen är att det krävs mer arbete och kunskap inom fler områden för att ta fram graden av föroreningsrisk än att uppmäta totalhalter och utlakningshalter i laboratorium. God kunskap om en riskkälla är dock viktig information för att kunna bestämma graden av föroreningsrisk. Att endast använda information om riskkällan som bas för en värdering är inte lämpligt eftersom det ger en grov bild av föroreningen.

SLUTSATS: En värdering av föroreningsrisken ska baseras på graden av föroreningsrisk i ett system.

12.3.2 Osäkerhet

En uppskattning av graden föroreningsrisk medför alltid en viss osäkerhet. Osäkerheten medför att graden av föroreningsrisk inte är ett fast värde utan att det kan variera inom ett intervall, ju större osäkerhet ju större variation. Osäkerheten i graden föroreningsrisk byggs bl.a. upp av den osäkerhet som finns i de faktorer som styr sannolikheten för emission t.ex. faktorer som nederbörd och grundvattennivå, vilka kan variera från år till år. Det finns också en osäkerhet i konsekvensen eftersom det finns en individuell variation inom en och samma art. Denna individuella variation baseras på att olika individer är olika mottagliga och känsliga, vilket medför att de påverkas olika. De systemavgränsningar som görs i tid och rum är också en osäkerhet som bör beaktas. Det krävs en klar uppfattning om tidsperspektivet eftersom konsekvenserna i ett system i allmänhet inte inträffar med en gång utan med tidsfördröjning. Om den rumsliga avgränsningen görs för snäv kan de effekter och konsekvenser, som uppkommer utanför systemgränsen förbises.

SLUTSATS: Vid en värdering av föroreningsrisk måste medvetenhet finnas om att graden av föroreningsrisk innefattar ett mått av osäkerhet.

12.4 Värdering

För att kunna ta ställning till om risken för förorening i ett platsspecifikt system är acceptabel måste fler aspekter än skyddsobjekt, graden av föroreningsrisk och dess mått av osäkerhet beaktas. Detta framgår av den enkät, den inventering och de litteraturstudier som genomförs i arbetet. Enkätens resultat visar att värdering av föroreningsrisk varierar, trots att samtliga svars personer får samma bakgrundsinformation. Skillnaden i svars personernas värdering finns dels mellan dels inom de olika verksamhetsområdena. Detta tyder på att svars personerna väger in egen kunskap och kanske även egna erfarenheter och värderingar i riskvärderingen. Det blir en subjektiv värdering av risken. Av inventeringen framgår att det runt om i Sverige har etablerats regionala praxis för användning av vissa typer av restmaterial. Det förfaller därför som att det inom vissa regioner vägs in fler aspekter än risken för förorening

vid en värdering. Litteraturstudierna pekar på att aspekter som nytta, tid och riskuppfattning också bör vägas in vid en riskvärdering.

12.4.1 Nyttan

Ett system behöver inte endast medföra risk utan kan även medföra nytta. Vid värdering av risk är det därför viktigt att nytta tas med som en motpol. Nyttan i ett system kan visa sig vara så stor att risken accepteras, detta innebär att nyttan överväger risken. (Riskkollegiet, 1991) Enligt proportionalitetsprincipen får risken inte vara oproportionerligt stor i jämförelse med nyttan (Davidsson *et al.*, 2002). För att avgöra om risken överväger nyttan eller tvärtom får de fördelar som användningen av ett material ger vägas mot risken.

Vilka nyttoaspekter ska vägas in vid en värdering av ett materials föroreningsrisk? Den främsta nyttan, oavsett om det är ett naturmaterial eller ett restmaterial, är att materialen kan användas i konstruktioner, som gör det möjligt att transportera personer och varor. Nyttan kan också vara en förenklad teknisk lösning och en hållbarare konstruktion. Nyttan med att använda ett restmaterial är minskat uttag av naturresurser och möjlig avsättning för material, som annars deponeras. Minskad deponering kan medföra ekonomisk vinst för det företag, som får restmaterial som biprodukt. En annan möjlig nytta är förkortade materialtransporter med mindre föroreningar och lägre transportkostnader, som följd.

SLUTSATS: Den nytta som ett system, vägkonstruktion och dess omgivning, medför måste tas med i en värdering av föroreningsrisken eftersom ett system, som medför risk även kan medföra nytta.

12.4.2 Riskuppfattning

Av enkätens svar framgår att olika personer uppfattar risk på olika sätt. Svaren på en del av frågorna fördelas över samtliga svarsalternativ. Detta kan bero på att svars-personerna uppfattar den information, som redovisas i enkäten, olika samt att de väger in andra aspekter än de som redovisas i enkäten. Svarspersonernas bakgrundskunskap inom det område, som enkäten behandlar, är en faktor som styr hur de tolkar den information som ges.

Av svaren i enkäten tycks svarspersoner, som representerar myndigheter värdera föroreningsrisken strängare än personer från universitet och näringsliv. Detta skulle kunna bero på att näringslivet lägger större vikt vid en ekonomisk aspekt medan myndighet lägger större vikt vid en miljömässig aspekt. Andra synpunkter som kan vägas in i en värdering kan vara ekonomi, juridik, teknik, etc. En annan aspekt, som togs upp i enkäten är, att risken för förorening måste ställas i relation till andra faktorer kring en vägkonstruktion som medför en risk för förorening. Det kan vara partikelutsläpp från trafiken, spridning av vägsalt för halkbekämpning, slitage på vägytan etc. Det finns således ett flertal andra aspekter, som bör vägas in i en värdering av föroreningsrisk.

SLUTSATS: Ett angreppssätt för värdering av föroreningsrisk bör även beakta aspekter som miljö, ekonomi, teknik, etc.

12.5 Är risken för förorening acceptabel?

Svaret på frågan om en risk kan accepteras är ja eller nej. Ett jakande svar kan innebära att graden av risk i ett system anses vara så liten att den inte medför någon fara eller att nyttan överväger. Ett nekande svar innebär att risken i ett system anses vara så stor att den inte accepteras. Det krävs således en förändring av systemet så att graden av risk i systemet minskar så pass mycket att den kan accepteras. En förändring kan t.ex. vara att vägkonstruktionen utformas på ett annat sätt så att sannolikheten för emission minskar vilket i sin tur medför en minskad risk för förorening.

En värdering av föroreningsrisk, till följd av emission från material i en vägkonstruktion, skulle t.ex. kunna delas in i fyra nivåer och till varje nivå kopplas någon form av kriterier för att kunna kontrollera eller reducera risken. Nivåerna skulle också kunna sammanlänkas med den terminologi, *ringa* och *inte endast ringa föroreningsrisk*, som idag används vid värdering av föroreningsrisk. Terminologin kommer från bilagan till förordning (1998:899) om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd, FMH, i vilken de används för att ange om det råder anmälnings- eller prövningsplikt. Se tabell 12:1.

Innebörden av dessa fyra nivåer skulle t.ex. kunna vara att om risken värderas som obetydlig kan risken accepteras och inga åtgärder behöver vidtas. Obetydlig föroreningsrisk är inget vedertaget begrepp. Om risken för förorening värderas som ringa ska användaren av materialet dokumentera det system, vägkonstruktionen och dess omgivning, i vilket ett material används. Om risken värderas som inte endast ringa ska användaren utforma ett kontrollprogram med vilket vägkonstruktionens påverkan på omgivningen kan följas upp. Om risken värderas som ej acceptabel innebär det att systemet måste förändras. För att avgöra om risken i det nya systemet kan accepteras måste graden av föroreningsrisk i detta nya system uppskattas och värderas, vilket innebär att processen i modellen påbörjas på nytt. Se figur 12:1, A till D, sidan 38.

Om dessa fyra nivåer kopplas till den prövningsplikt som råder enligt FMH-bilagan innebär det att om risken för förorening värderas till nivå två, ringa föroreningsrisk, ska anmälan lämnas till kommun. Om risken värderas till nivå tre, inte endast ringa föroreningsrisk, ska tillstånd sökas hos länsstyrelse.

Tabell 12:1. Gradering av föroreningsrisk.

Nivå	Grad av föroreningsrisk	Riskreduktion/ -kontroll	Prövningsnivå
JA	obetydlig	-	-
JA	ringa	dokumentation	anmälan till kommun
JA	inte endast ringa	kontrollprogram	tillstånd söks hos länsstyrelsen
NEJ	ej acceptabel	förändring av system	-

SLUTSATS: Förslagsvis kan svarsalternativen, vid en värdering indelas i fyra nivåer, vilka är kopplade till kriterier för att kontrollera eller reducera risken. Nivåerna kan även sammanlänkas med den terminologi som används och den prövningsplikt, som råder enligt den del i bilagan till förordning (1998:899) om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd, som behandlar avfall.

12.6 Riskkriterier för valda skyddsobjekt

Det finns inte några vedertagna riskkriterier för värdering av materials föroreningsrisk (Visser, 2003). Av den inventering som genomförs i arbetet framgår det att de kriterier, som används är avsedda för andra ändamål. Riskkriterierna utgörs bl.a. av Livsmedelsverkets kriterier för dricksvatten, kriterier för deponering av avfall och Naturvårdsverkets generella riktvärden och jämförvärden för förorenad mark etc. Denna variation av riskkriterier tyder på att bedömaren av föroreningsrisken väljer de kriterier, som bedömaren anser mest lämpliga. Detta medför att en värdering av föroreningsrisken skiljer sig åt beroende på vem som genomför den.

För att underlätta och göra kommande värderingar av föroreningsrisk enhetliga bör riskkriterier framarbetas. Riskkriterier kan användas som vägledning när beslut ska fattas om risken i ett system är acceptabel. Riskkriterier ska ses som riktlinjer, som underlättar en värderingsprocess och inte som fasta bestämmelser (Davidsson *et al.*, 2002). För att kunna ta fram riskkriterier måste först ett skyddsobjekt identifieras, eftersom riskkriterier baseras på vad som är acceptabelt för det objekt i ett system som ska skyddas.

Kriterier för ett system bestående av en vägkonstruktion och dess omgivning kan utformas på lite olika sätt. En möjlighet kan vara att sätta kvantitativa kriterier, som anger ett mått på hur hög halt, som maximalt får uppmätas hos ett valt skyddsobjekt som t.ex. mark eller grundvatten. I Nederländerna används kvantitativa gränsvärden för hur höga halter oorganiska ämnen som ett material får innehålla. En annan möjlighet är att göra som i Danmark där en kombination av gränsvärden och restriktioner används. Gränsvärdena utgörs av hur höga halter ämnen som material får innehålla. Restriktionerna utgörs bl.a. av skyddsavstånd till vattentäkt, mängd material som maximalt får användas och att material ska placeras ovanför grundvattenytan. En annan möjlighet skulle kunna vara att forma riskkriterier som ett förhållningssätt i vilket graden av risk för det objekt som ska skyddas i ett system vägs mot riktvärden och aspekter som nytta, teknik och ekonomi.

SLUTSATS: Riskkriterier måste framarbetas för att en värdering av föroreningsrisken ska genomföras enhetligt.

12.7 Vem ska avgöra om risken är acceptabel?

En fråga, som uppstår både i samband med val av skyddsobjekt och vid bestämning av riskkriterier, är vem som ska avgöra vilket objekt som ska skyddas och var gränsen för acceptabel risk för detta objekt ska gå. Olika personer anser att olika objekt är värda att skydda och att de är värda att skydda i olika hög grad. Resultatet av enkäten talar för att personer med olika bakgrundskunskap ska vara delaktiga vid framtagande av skyddsobjekt och riskkriterier eftersom personer från olika verksamhetsområden tycks ha olika uppfattningar om hur risken för förorening ska värderas. En möjlighet vore att låta experter inom ett område uppskatta sannolikheter och konsekvenser, medan riskkriterier framarbetas i diskussionsgrupper bestående av personer från olika verksamhetsområden. Gruppen bör bestå av sakkunniga inom områden, som berör risken för förorening, förslagsvis hydrogeologer och ekotoxikologer. Personer från olika intressegrupper som näringsliv och intressenter bör också vara delaktiga eftersom de kan ha en annan synvinkel på vad som bör skyddas och i vilken grad.

SLUTSATS: Framtagande av riskkriterier och skyddsobjekt bör genomföras i en grupp bestående av personer med kunskap inom olika områden.

12.8 Förslag till angreppssätt

Baserat på den information som framkommit från litteraturstudierna, inventeringen och enkätundersökningen presenteras här ett förslag på angreppssätt för en platsspecifik värdering av föroreningsrisken till följd av emission från en vägkonstruktion.

- Identifiera skyddsobjekt. För vem eller vad i systemet, en vägkonstruktion och dess omgivning, ska risken vara acceptabel?
- Uppskatta graden av föroreningsrisk hos det valda skyddsobjektet och låt det vara utgångspunkt för värderingen. Var medveten om att risken är befäst med en viss grad av osäkerhet, vilket kan innebära att den i verkligheten visar sig bli större eller mindre än uppskattningen.
- Ställ risken för förorening i systemet i relation till den nytta som systemet kan medföra. Nyttan kan vara miljömässig, ekonomisk, teknisk, kvalitetsmässig, etc.
- Acceptabel föroreningsrisk. Förslagsvis kan svarsalternativen, vid en värdering, indelas i fyra nivåer vilka är kopplade till kriterier för att kontrollera eller reducera risken. Nivåerna kan även sammanlänkas med den terminologi som används och den prövningsplikt som råder enligt den del i bilagan till förordning (1998:899) om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd, som behandlar avfall.

För att framtida värderingsprocesser av föroreningsrisken i ett system ska underlättas och framförallt genomföras enhetligt bör en modell för uppskattning av graden av föroreningsrisk tas fram och riskkriterier utformas efter valda skyddsobjekt.

Referenslista

2000/60/EG. Europaparlamentets och rådets direktiv 2000/60/EG av den 23 oktober 2000 om upprättandet av en ram för gemenskapens åtgärder på vattenpolitikens område.

Tillgänglig: < http://europa.eu.int/eur-lex/pri/sv/oj/dat/2000/l_327/l_32720001222sv00010072.pdf >

Arm M. (2000). *Egenskaper hos alternativa ballastmaterial – speciellt slaggrus, krossad betong och hyttsten*. Lic. avh. Stockholm: Kungliga Tekniska Högskolan

Bozkurt S. (2000). *Användning av restprodukter sett ur ett långsiktigt perspektiv – värdering av risker*. I Sigfrid L., (red). *Användning av alternativa material som fyllnads- och vägbyggnadsmaterial; seminarium i Lund 28-29 oktober 1998*. AFR-report 276. Stockholm: Naturvårdsverket

Davidsson G., Lindgren M., Mett L. (2002). *Värdering av risk*. FoU rapport. Karlstad: Räddningsverket

Eikelboom R. T. (2004). Presentationsmaterial vid seminariet *Existing national assessment methods for reuse of residues – experiences and consequences of implementation*. 2004-10-15. Naturvårdsverket, Stockholm

Eurenius J., Ström E. O., Svensson Å. (1985) Vägars och gators tekniska utformning. I Avén S. (red.) *Handboken bygg : Väg och vatten byggnader*. Stockholm: LiberFörlag

Flyhammar P., Bendz D., Hartlén J. (2002). *Emissioner från ballast- och fyllningsmaterial i vägkonstruktioner under en vägs livslängd : resultat och erfarenheter från lysimeter- och fältförsök*. Lund: Lunds Tekniska Högskola

Grönholm R., SYSAV, Malmö. Personlig kommunikation 2004-09-20 och 2004-09-23

Gustafsson M., & Öberg-Högsta A-L. (2000). *Användning av rest-, destruktions- och återvinningsmaterial inom mark och anläggningsbyggande*. Rapport B 2000:2. Göteborg: Chalmers Tekniska Högskola

Hansson D., Naturvårdsverket, Stockholm. Personlig kommunikation 2004-09-22 och 2004-10-07

Hartlén J., Fällman A-M., Back P-E., Jones C. (1999). *Principles for risk assessment of secondary materials in civil engineering work : survey*. AFR-rapport 250. Stockholm: Naturvårdsverket

Tillgänglig: < <http://www.naturvardsverket.se/bokhandeln/pdf/afr-r-250-se.pdf> >

Hjelmar O. (2004). Presentationsmaterial vid seminariet *Existing national assessment methods for reuse of residues – experiences and consequences of implementation*. 2004-10-15. Naturvårdsverket, Stockholm

Holmgren Å. & Thedéen T. (2003). Riskanalys. I Grimvall G., Jacobsson P., Thedéen T. (red.). *Risker i tekniska system*. Lund: Studentlitteratur

Håkansson K., Wik O., Bendz D., Helgesson H., Lind B. (2004). *Miljöriktlinjer för nyttiggörande av askor i anläggningsbyggande – del 1*. Stockholm: Värmeforsk

International Electrotechnical Commission, IEC, (1995). *International Standard : Dependability Management : Part 3 : Application guide : Section 9 : Risk analysis of technological systems*.

Jonsson G. & Palm I. (2000). *Boken om MKB för detaljplan*. Karlskrona: Boverket

Jonasson S. (2003). Datamaterial

Kaplan S. (1997). The Words of Risk Analysis. *Risk Analysis*. Vol 17, No 4 sid 407-417. London: Society of Risk Analysis

Kemikontoret (2001). *Riskhantering 3 : Tekniska Riskanalysmetoder : En vägledning för identifiering, värdering och begränsning av risker vid industriell kemikaliehantering*. Stockholm: Kemikontoret

Klinke A., & Renn O. (2002). *A New Approach to Risk Evaluation and Management: Risk-Based, Precaution-Based, and Discourse-Based Strategies*. *Risk Analysis*, Vol. 22, No. 6, sid 1071-1094. London: Society for Risk Analysis

Kolluru, R. V., Bartell, S. M., Pitblado, R. M., Stricoff, S. (1996). *Risk Assessment and Management Handbook: For Environmental, Health, and Safety Professionals, Chapter 5 Risk Communication*. New York: McGraw-Hill

Ledskog L. & Moosberg Bustnes H. (2001). *MKB-Mall för slagganvändning*. Forskningsuppgift nr 9524/00. Stockholm: Jernkontorets forskning

Mácsik J., Ecooop, Stockholm. Personlig kommunikation. (2004)

Mattsson B. (2000). *Riskhantering vid skydd mot olyckor : problemlösning och beslutsfattande*. Karlstad: Räddningsverket

Miljöportalen. Hämtad: 2004-10-14

Tillgänglig: < http://www.miljomal.nu/om_miljomalen/miljomalen/mal15.php#bygg_4 >

Naturvårdsverket (1997). *Generella riktvärden för förorenad mark : Beräkningsprinciper och vägledning för tillämpning, efterbehandling och sanering*. Rapport 4638. Stockholm: Naturvårdsverket

Naturvårdsverket (1999a). *Grundvatten*. Rapport 4915. Stockholm: Naturvårdsverket

Naturvårdsverket (1999b). *Metodik för inventering av förorenade områden*. Rapport 4918. Stockholm: Naturvårdsverket

- Naturvårdsverket (2002). *Sammanställning av laktester för oorganiska ämnen*. Rapport 5207. Stockholm: Naturvårdsverket
- Naturvårdsverket (2003). *Läsanvisningar till bilagan till Förordning (1998:899) om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd*. 2003-04-11, rev. 2003-06-23.
Tillgänglig: < <http://www.naturvardsverket.se/dokument/lagar/tillsyn/egenkont/pdf/lasanv.pdf> >
- Naturvårdsverket (2004). *Pröva eller inte pröva?: Förslag till ändringar i (1998:899) om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd*. Rapport 5353. Stockholm: Naturvårdsverket
Tillgänglig: < <http://www.naturvardsverket.se/bokhandeln/pdf/620-5353-1.pdf> >
- Nilsson J. (2003). *Introduktion till riskanalyismetoder*. Rapport 3124. Lund: Brandteknik, Lunds Tekniska Högskola
Tillgänglig: < <http://www.brand.lth.se/bibl/3124.pdf> >
- Näsman P. (2003). Några statistiska grundbegrepp. I Grimvall G., Jacobsson P., Thedéen T. (red.). *Risker i tekniska system*. Lund: Studentlitteratur
- Ordinance (1998:899) concerning Environmentally Hazardous Activities and The Protection of Public Health. Latest version: 2002:557. Hämtad 2005-01-28.
Tillgänglig: < <http://www.internat.naturvardsverket.se/documents/legal/hazard/ordinanc.pdf> >
- Riskkollegiet (1991). *Att jämföra risker : information och rekommendationer från Riskkollegiet*. Skrift nr 1. Riskkollegiets skriftserie. Stockholm
- Riskkollegiet (1993). *Upplevd risk : information från Riskkollegiet*. Skrift nr 3. Riskkollegiets skriftserie. Stockholm
- Römbke J. & Moltmann J.F. (1996). *Applied ecotoxicology*. Boca Raton: CRC
- SFS (1998:808). Miljöbalk. Hämtad: 2004-08-30.
Tillgänglig: < <http://www.notisum.se/rnp/sls/lag/19980808.HTM> >
- SFS (1998:899). Förordning (1998:899) om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd
Hämtad: 2004-08-12.
Tillgänglig: < <http://www.notisum.se/rnp/sls/lag/19980899.HTM> >
- SFS (2001:512). Förordning (2001:512) om deponering av avfall. Hämtad: 2004-09-28.
Tillgänglig: < <http://www.notisum.se/rnp/SLS/LAG/20010512.HTM> >
- Sjöberg L. (2002) *Risk, politik och näringsliv*. SSE/EFI Working Paper Series in Business Administration No 2002:6. Centrum för riskforskning, Handelshögskolan Stockholm.
Tillgänglig: < http://swoba.hhs.se/hastba/papers/hastba2002_006.pdf >

Sjöberg L. & Thedéen T. (2003). Att reflektera över risker och teknik. I Grimvall G., Jacobsson P., Thedéen T. (red). *Risker i tekniska system*. Lund: Studentlitteratur

Statens geotekniska institut, SGI, (2003). *Inventering av restprodukter som kan utgöra ersättningsmaterial för naturgrus och bergkross i anläggningsbyggande*. Linköping

Tillgänglig: < <http://www.swedgeo.se/top/pdf/SGU-rapport-031202.pdf> >

Sterner O. (1999). *Chemistry, health and environment*. Weinheim: Wiley-VCH

Stumm W. (1992). *Chemistry of the solid-water interface : processes at the mineral-water and particle-water interface in natural systems*. New York: John Wiley & Sons, Inc

Sundqvist C. & Bölske E. (2003). *Riskhantering*. Kompendium i kursen Riskmanagement 3C1383, Kungliga Tekniska Högskolan, Stockholm

Suter G. W. & Barnhouse L. W. (1993). *Ecological Risk Assessment*. Boca Raton: Lewis Publishers

Svedberg B., Mácsik J., Knutsson S. (2002). *Modell för miljögeotekniskbedömning av väg- och järnvägsbyggnadsmaterial : Inventering*. Forskningsrapport 2002:15. Luleå: Luleå Tekniska Universitet

Svedberg B., Mácsik J., Knutsson S. (2003a). *Modell för miljögeotekniskbedömning av väg- och järnvägsbyggnadsmaterial : Studie av modell*. Forskningsrapport 2003:13. Luleå: Luleå Tekniska Universitet

Svedberg B., Mácsik J., Knutsson S. (2003b). *Modell för miljögeotekniskbedömning av väg- och järnvägsbyggnadsmaterial : Teori*. Forskningsrapport 2003:15. Luleå: Luleå Tekniska Universitet

Svedberg B. (2003c). *Miljögeotekniskt bedömningsssystem : Applikation på väg- och järnvägsbyggnadsmaterial*. Lic. avh. Luleå: Luleå Tekniska Universitet

Svenska renhållningsverksföreningen, RVF, (2002). *Kvalitetssäkring av slaggrus från förbränning av avfall*. RVF Rapport 02:10. Malmö: Svenska renhållningsverksföreningen

Svensson C. (1999). *Kompendium i teknisk geologi AK*. Lund: Lunds Tekniska Högskola

Sveriges geologisk undersökning, SGU, (2004). *Grus, sand och krossberg : produktion och tillgångar 2003*.

Tillgänglig: < http://www.sgu.se/dokument/service_sgu_publ/perpubl_2004-3.pdf >

Sveriges geologiska undersökning, SGU. Hämtad: 2004-09-10

Tillgänglig: < <http://www.sgu.se/sgu/sv/naturresurs/grus/index.html> >

Sveriges National Atlas, SNA, (1998). *Berg och jord*. Kiruna: METRIA

Södermark B. (2003). Presentationsmaterial. 2003-05-19. Naturvårdsverket, Stockholm

Inhämtat från Anna Wilhemsson, Ramböll, Göteborg

Thedéen T., Kungliga Tekniska Högskolan, Stockholm. Föreläsning 2004-11-17

Tossavainen M. (2000). *Leaching Behaviour of Rock Materials and a Comparison with Slag Used in Road Construction*. Lic. avh. Luleå: Luleå Tekniska Universitet

Visser M. (2003). *Bedömningsunderlag för användning av restprodukter i vägbyggnad : med fördjupning inom aspekten ekologi*. Examensarbete 2003:127 CIV. Luleå: Luleå Tekniska Universitet

Vägverket (2000). *Användning av restprodukter i Vägbyggnad*. Publikation 1999:161.

Dokument inhämtade till inventeringen, ordnade efter kontaktperson

Edskär T., Luleå tekniska Universitet, 2004-09-16.

Anmälan om miljöfarlig verksamhet enligt 26§ förordning (1998:899) om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd. Dokument om gummiklipp.

Forsberg B., Uppsala kommun, 2004-09-16.

Anmälan enl. 21§ förordning (1998:899) om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd
Diarienummer 2004 728. Dokument om aska.

Grönholm R., SYSAB, Malmö, 2004-09-15.

Anmälan för att använda slaggrus och krossad betong vid anläggande av P-plats.
Dokument om slaggrus.

Holmgren T., Skellefteå kommun, 2004-09-16.

Järnsand : en kunskapssammanställning. Beteckning RM0088.

Lindh L., Merox SSAB, Oxelösund, 2004-09-15.

Ledskog L. & Moosberg Bustnes H. (2001). *MKB-Mall för slagganvändning*.
Forskningsuppdrag nr 9524/00. Stockholm: Jernkontorets forskning
Dokument om hyttsten.

Bilaga 1

Bilagan redovisar ett utdrag ur resultatsammanställning från Vissers erfarenhetsinsamlingen (Visser, 2003).

Del 4. Samlad miljöbedömning

(Svarsalternativ JA / NEJ / Vet EJ)

25a. Har man använt någon metodik för att göra bedömningen?

b. Om Ja, vilken? (Sätt X)

- A. Miljöbelastningsberäkning
- B. MKB för materialet
- C. Riskanalys
- Faroanalys, jmf KEMIs riktlinjer för val av kemiska produkter
- D. PM 111, Miljögranskningsgruppen Hallandsås
- E. Andra

26. Har man använt något eller en kombination av följande i bedömningsunderlaget? (om Ja, beskriv gärna vilka)

- Jämförvärden/bakgrundshalter
 - A. ytvatten
 - B. grundvatten
 - C. jord
 - D. sediment i vatten
- Rikt och/eller gränsvärden för
 - A. ytvatten
 - B. grundvatten
 - C. jord
 - D. sediment i vatten
- Toxikologidata
 - A. ekotoxikologi
 - B. humantoxikologi
 - C. annat
- Markanvändning
 - A. naturinventering, t ex Natura 2000
 - B. skyddsvärde
 - C. känslighet
 - D. annat
- Materialalternativ (dvs. studerat andra material)
 - A. jämförelse med andra material
 - B. annat
 - Annat

Id. Nummer:	Krossad betong 8	Masugnsslugg 2	Masugnsslugg 3	Masugnsslugg 4	Masugnsslugg 7	Masugnsslugg 11	Ferrokromslugg 1	Glödskal 1	Järnsand 1 & Gråberg 1	Järnsand 2 & Gråberg 2	Järnsand 3	Järnsand 4	Järnsand 5	Järnsand 6	Slaggrus 2	Kolbotteraska 1	Kolbotteraska 4	Kolbotteraska 5	Flygaska 1	Flygaska 2	Flygaska 5	Flygaska 6	Flygaska 9	Flygaska 11	Gummiklipp 4	Stumglas 3
25a.	N	J	J	J	N	N	N	N	N	N	VE	N	N	N	N	J	VE	J	J	N	N	N	VE	J	J	N
b.			X	X												X										
26.	J	J		J	N	J	J	VE	J	N		N	N	J	N		J*	N	J*	VE	J	VE	J	J*	J	N
	J	J			N	J	J	VE	J	N		N	N	N	N		VE	N	N	VE	J	VE	J	J	J	N
	N			J	N	N	J	VE	J	N		N	N	N	N		VE	N	N	VE	J	VE	J	J	J	N
	N				N	N	J	VE	J	N		N	N	N	N		VE	N	N	VE	VE	VE	J	J	J	N
	N				N	N	J	J	J	N		N	N	N	N		VE	J*	N	VE	J	VE	*	J*	J	N
	N				N	N	J	J	J	N		N	N	N	N		VE	N	N	VE	J	VE	*	J	J	N
	N				N	N	J	J*	N	N		N	N	N	N		VE	N	N	VE	VE	VE	N	N	N	N
	N			J	N	N	J	J*	N	N		N	N	N	N		VE	N	N	VE	VE	VE	N	N	N	N
																				VE		VE		J*	J*	
	N				N	N		N	N	N		N	N	N	N		VE	N	N	VE	VE	VE				N
	N	J			N	N		J	N	N		N	N	N	J		VE	N	N	VE	VE	VE				N
	N				N	N		N	N	N		N	N	N	J		VE	N	N	VE	VE	VE				N
	N				N	N		N	N	N		N	N	N	J		VE	N	N	VE	VE	VE				N
	J*	J		J*	N	J*	J	J*	N	J		J	N	J*	N		VE	J*	N	VE	VE			J*	J*	N
					N																VE					N
																					J					N

Bilaga 2

Bilagan redovisar det e-brev som skickades ut till svarspersonerna veckan innan enkäten sändes ut.

Hej

Jag heter Karin Holmkvist och studerar vid Riskhanteringsprogrammet vid Lunds Tekniska Högskola. Nu under hösten genomför jag mitt examensarbete och ser fram emot er medverkan i min enkät! Min handledare är Per Näsman vid Institutionen för Infrastruktur vid Kungliga Tekniska Högskolan i Stockholm.

Syftet med mitt examensarbete är att beskriva olika angreppssätt för hur man kan gå tillväga vid en värdering av ett anläggningsmaterials föroreningsrisk. Som utgångspunkt kommer jag att använda metoder för riskvärdering i tekniska system.

Ett anläggningsmaterials föroreningsrisk kan värderas som obetydlig, ringa eller inte endast ringa. I bilagan till förordning (1998:899) om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd, FMH, som lyder under Miljöbalken, används ringa och inte endast ringa föroreningsrisk för att beskriva om det föreligger anmälnings- eller tillståndsplikt för bl.a. uppläggning av inert avfall för anläggningsändamål. Termen inert avfall i FMH kommer antagligen att ändras till restmaterial. Det finns idag ingen vedertagen förklaring till vad ringa och inte endast ringa föroreningsrisk betyder.

Ni har valts ut som sakkunnig och kommer i nästa vecka att få en enkät. I enkäten kommer jag att be er att i några scenario bedöma om föroreningsrisken är obetydlig, ringa eller inte endast ringa. Enkäten riktar sig till olika aktörer och det är centralt för mitt examensarbete att jag får ett underlag från samtliga medverkande. Enkäten är anonym och kommer att avidentifieras både med avseende på person och organisation.

Om ni har några frågor, får ni gärna kontakta mig på e-post karin.holmkvist.699@student.lth.se eller telefonnummer 070-7648059.

Med vänlig hälsning

Karin Holmkvist

Bilaga 3

Bilagan redovisar den enkät som skickades ut.

(Sida 1)

Hej!

För drygt två veckor sedan mottog ni en enkät i vilken jag bad er värdera föroreningsrisken i fyra scenario. Av de svar som jag mottagit framgår det att kvoten mellan halten av ett ämne och dess jämförvärde i flera fall tolkats felaktigt. För att jag ska kunna dra slutsatser utifrån de svar som ni anger måste enkäten göras om. Till detta brev bifogar jag därför en ny enkät.

För att underlätta tolkningen av scenarierna har jag gjort en ändring. Den kvot som i den tidigare enkäten orsakade feltolkning har tagits bort. I scenarierna anges istället en totalhalt för respektive ämne på tre olika avstånd från vägkonstruktionen. Förutsättningarna är samma som i den föregående enkäten. De förändringar som är gjorda i enkäten är markerade med fetstil.

Om ni har några frågor, får ni gärna kontakta mig på e-post karin.holmkvist.699@student.lth.se eller telefonnummer 070-7648059.

Hoppas på er medverkan en andra gång!

Tack på förhand, jag ser fram mot ert svar!

Med vänlig hälsning

Karin Holmkvist

Er uppgift

Enkäten behandlar risken för att en geokonstruktion och där ingående material förorenar grundvattnet. Er uppgift är att i fyra scenario A, B, C och D värdera om det råder obetydlig föroreningsrisk, ringa föroreningsrisk eller inte endast ringa föroreningsrisk.

Bakgrund

I bilagan till förordning (1998:899) om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd, FMH, som lyder under Miljöbalken, används ringa och inte endast ringa föroreningsrisk för att beskriva om det föreligger anmälnings- eller tillståndsplikt för bl.a. uppläggning av inert avfall för anläggningsändamål. Med föroreningsrisk avses här risken för förorening till den närliggande omgivningen, d.v.s. mark, vattenområden och grundvatten.

Notera att termen inert avfall i FMH antagligen kommer att ändras till restmaterial. Om ett anläggningsmaterials föroreningsrisk är lägre än ringa krävs det inte någon prövning hos myndighet. Här i enkäten benämns detta som obetydlig föroreningsrisk. Det finns idag ingen vedertagen förklaring till vad obetydlig, ringa och inte endast ringa föroreningsrisk betyder.

Förutsättningar

Spridningen av ämnen från en geokonstruktion beror av dess utformning och dess omgivning. Spridningen kan ske på olika sätt i fast fas, löst fas eller gas fas. Er uppgift är att värdera föroreningsrisken till följd av spridning i löst fas. Grundvattnet är skyddsobjekt.

Geokonstruktion

I scenariona är geokonstruktionen en väg. Vägen byggs upp av förstärkningslager, bärlager och slitlager, vilket utgörs av asfalt.



Figur 1. Geokonstruktion.

Oavsett vilken typ av material som används så utlakas det ämnen, i större eller mindre utsträckning, från geokonstruktionen. I scenariona råder det fortvarighetstillstånd, vilket innebär att det sker en jämn utlakning av ämnen och att källan inte tar slut (konservativt antagande).

Ämnena, som utlakas, är indelade i tre kategorier A, B och C. I tabell 1 redovisas för varje kategori ämnesegenskaperna löslighet, retardation och farlighet. Egenskapen farlighet avser ett ämnes inneboende möjlighet att skada människa och miljö.⁹

Ämneskategori	Löslighet	Retardation	Farlighet	Ex. på ämne
A	hög	låg	låg ¹⁰	klorid
B	låg	hög	måttlig ¹¹	zink
C	låg	hög	mycket hög ³	kadmium

Tabell 1. Ämnesegenskaper.

De ämnen som respektive ämneskategori representerar finns naturligt i grundvattnet. I tabell 2 redovisas jämförvärden för ämnena i grundvattnet¹². **Dessa värden utgör i scenariona ursprungshalten för respektive ämne i grundvattnet.**

Ämne	Halt (µg/l)
Klorid	5000
Zink	100
Kadmium	0,1

Tabell 2. Jämförvärden för ämnena i grundvattnet.

I scenariona bortses från att en del av ämnena från geokonstruktionen transporteras till vägdikena och därmed leds bort.

Omgivning

Förutsättningarna för spridning av ämnen från en geokonstruktion styrs bl.a. av undergrundens jordlagerföljd, hydrogeologiska egenskaper samt mark- och vattenkemiska egenskaper. I en tät jordart som lera transporteras ett ämne långsamt medan i en sandjord transporteras det snabbt. I scenariona är den underliggande jordarten morän (siltig sandig morän). Moränens pH ligger mellan 5 och 7. Grundvattennivån ligger en meter under underkanten på konstruktionen.

⁹ Naturvårdsverket, Bedömningsgrunder för miljö kvalitet, rapport 4918

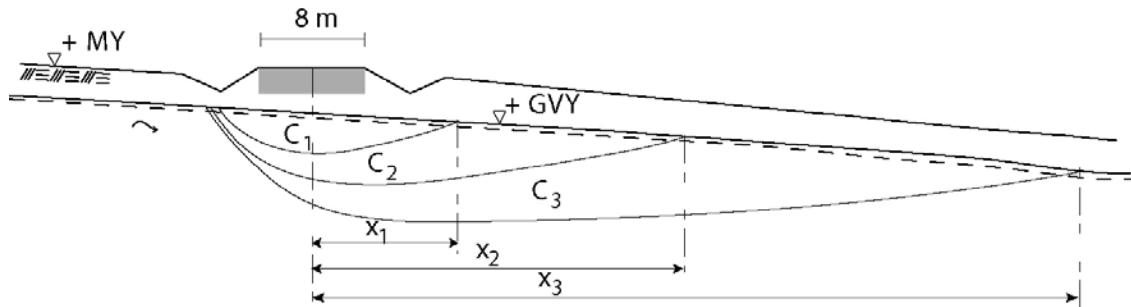
¹⁰ Min bedömning

¹¹ Naturvårdsverket, Bedömningsgrunder för miljö kvalitet, Förorenade områden, rapport 4918

¹² Naturvårdsverket, Bedömningsgrunder för miljö kvalitet, Grundvatten, rapport 4915

Scenario A

Från vägkonstruktionen utlakas ämne A, vilket ger upphov till en förändring av ämnehalten i grundvattnet. I tabell 3 redovisas den resulterande totalhalten av ämne A på tre avstånd från vägkonstruktionen. En schematisk spridningsbild presenteras i figur 2.



Figur 2. Ämne A. Ej skalenlig.

Avstånd (meter)	Totalhalt av ämne A ($\mu\text{g/l}$)
$X_1 = 10$	$C_1 = 24500$
$X_2 = 30$	$C_2 = 14750$
$X_3 = 100$	$C_3 = 6950$

Tabell 3. Totalhalten av ämne A på tre avstånd från vägkonstruktionen.

Hur värderar ni föroreningsrisken i scenario A?

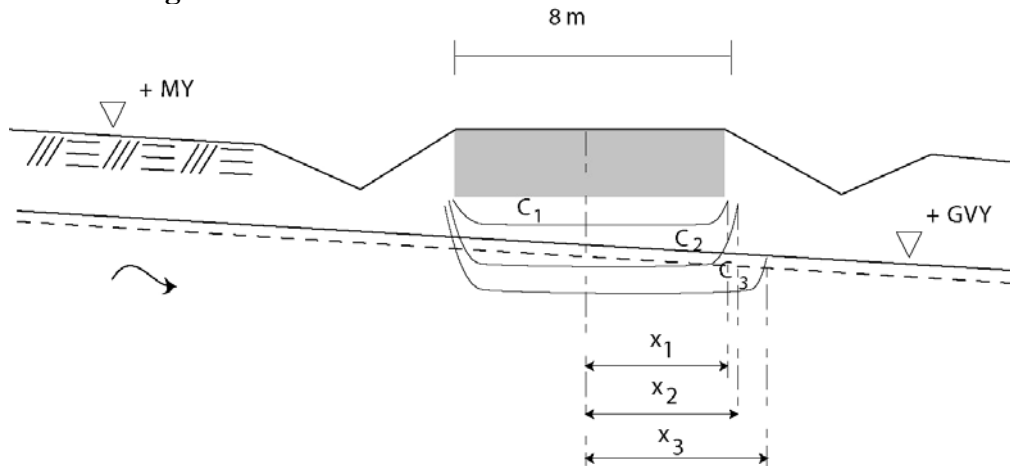
- Obetydlig föroreningsrisk
- Ringa föroreningsrisk
- Inte endast ringa föroreningsrisk

Hur värderar ni föroreningsrisken, i scenario A, om det finns en mindre vattentäkt, t.ex. en borrhål, 50 meter från vägen? Vattentäkten påverkar inte spridningsbilden.

- Obetydlig föroreningsrisk
- Ringa föroreningsrisk
- Inte endast ringa föroreningsrisk

Scenario B

Från vägkonstruktionen utlakas ämne B, vilket ger upphov till en förändring av ämneshalten i grundvattnet. I tabell 4 redovisas den resulterande totalhalten av ämne B på tre avstånd från vägkonstruktionen. En schematisk spridningsbild presenteras i figur 3.



Figur 3. Ämne B. Ej skalenlig.

Avstånd (meter)	Totalhalt av ämne B ($\mu\text{g/l}$)
$X_1 = 1$	$C_1 = 100$
$X_2 = 2$	$C_2 = 100$
$X_3 = 4$	$C_3 = 100$

Tabell 4. Totalhalten av ämne B på tre avstånd från vägkonstruktionen.

Hur värderar ni föroreningsrisken i scenario B?

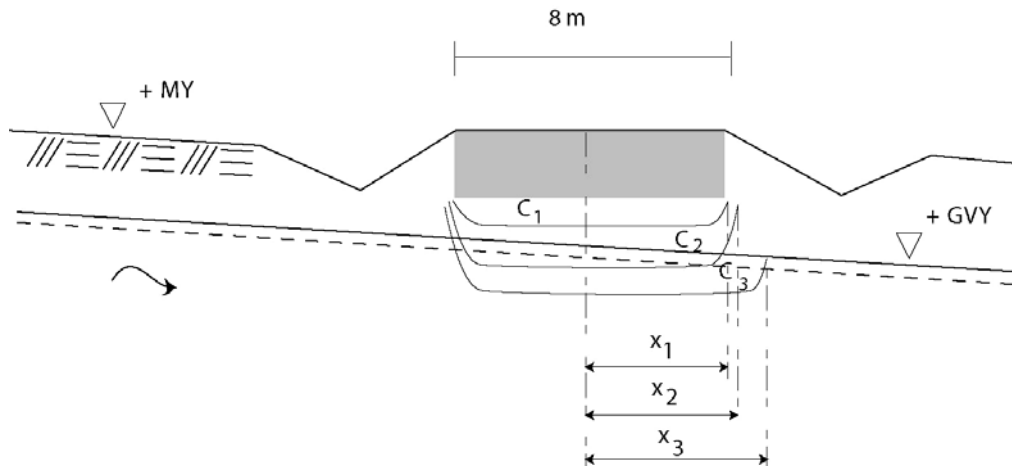
- Obetydlig föroreningsrisk
- Ringa föroreningsrisk
- Inte endast ringa föroreningsrisk

Hur värderar ni föroreningsrisken, i scenario B, om det finns en mindre vattentäkt, t.ex. en borrhållning, 50 meter från vägen? Vattentäkten påverkar inte spridningsbild.

- Obetydlig föroreningsrisk
- Ringa föroreningsrisk
- Inte endast ringa föroreningsrisk

Scenario C

Från vägkonstruktionen utlakas ämne C, vilket ger upphov till en förändring av ämnehalten i grundvattnet. I tabell 5 redovisas den resulterande totalhalten av ämne C på tre avstånd från vägkonstruktionen. En schematisk spridningsbild presenteras i figur 4.



Figur 4. Ämne C. Ej skalenlig.

Avstånd (meter)	Totalhalt av ämne C ($\mu\text{g/l}$)
$X_1 = 1$	$C_1 = 0,10030$
$X_2 = 2$	$C_2 = 0,10024$
$X_3 = 4$	$C_3 = 0,10016$

Tabell 5. Totalhalten av ämne C på tre avstånd från vägkonstruktionen.

Hur värderar ni föroreningsrisken i scenario C?

- Obetydlig föroreningsrisk
- Ringa föroreningsrisk
- Inte endast ringa föroreningsrisk

Hur värderar ni föroreningsrisken, i scenario C, om det finns en mindre vattentäkt, t.ex. en borrhål, 50 meter från vägen? Vattentäkten påverkar inte spridningsbilden.

- Obetydlig föroreningsrisk
- Ringa föroreningsrisk
- Inte endast ringa föroreningsrisk

(Sida 7)

Scenario D

Från geokonstruktionen utlakas ämnena A, B och C och spridningsbilden är därmed summan av bilderna för ämnena A, B och C.

Hur värderar ni föroreningsrisken i scenario D?

- Obetydlig föroreningsrisk
- Ringa föroreningsrisk
- Inte endast ringa föroreningsrisk

Hur värderar ni föroreningsrisken, i scenario D, om det finns en mindre vattentäkt, t.ex. en borrhål brunn, 50 meter från vägen? Vattentäkten påverkar inte spridningsbilden.

- Obetydlig föroreningsrisk
- Ringa föroreningsrisk
- Inte endast ringa föroreningsrisk

Administrativa frågor

Yrke

Vilket är ert yrke?

Yrkesinriktning

Utbildning

Vilken är er utbildning?

- Gymnasieutbildning
- Universitetsutbildning
- Forskarutbildning

Utbildningsinriktning

Kommentar till enkäten

Tack för er medverkan!

Bilaga 4

Bilagan redovisar bakgrundsinformationen till enkätens fyra scenario och utgör ett komplement till kapitel 12. För att underlätta för läsaren har bilagan samma rubriksättning som enkäten och under respektive rubrik finns relevant bakgrundsinformation.

Er uppgift

Enkäten inleds med att beskriva svarspersonens uppgift.

Bakgrund

I enkäten används begreppen obetydlig, ringa och inte endast ringa föroreningsrisk som svarsalternativ till frågorna. För att ge svarspersonen en grundläggande kunskap om begreppen beskrivs under denna rubrik var de är hämtade från och i korthet förklaras även deras praktiska innebörd. För mer information om begreppen se kapitel 9.3.1.

Förutsättningar

Spridningen av ämnen från en geokonstruktion styrs av ett flertal faktorer i konstruktionens utformning och i dess omgivning, se kapitel 7. Geokonstruktionens utformning och omgivning beskrivs därför mer ingående i enkäten. De ämnen som utlakas kan spridas till omkringliggande mark och vatten. I enkäten är grundvattnet skyddsobjekt eftersom arbetets fokus ligger på förorening av grundvattnet till följd av utlakning.

Geokonstruktion

Konstruktionen utgörs i scenariona av en väg uppbyggd av slaggrus och med asfalt som slitlager. För att undvika att svarspersonernas enkätsvar speglas av deras inställning till slaggrus som konstruktionsmaterial anges i enkäten inte materialnamnet. Studier har visat att en persons riskuppfattning kan styras av de associationer som de har till själva ordet (Sjöberg, 2002).

Från en vägkonstruktion utlakas ämnen med olika inneboende egenskaper. I enkäten redovisas tre kategorier av ämnen och för varje kategori anges ett representativt ämne. Ämneskategoriernas indelning baseras på ett ämnes rörlighet i mark och grundvatten samt dess farlighet. Egenskapen farlighet avser ett ämnes inneboende möjlighet att skada människa och miljö och bedömningen är, för alla kategorier utom A, hämtad från Naturvårdsverkets rapport Metodik för inventering av förorenade områden (Naturvårdsverket, 1999b). Bedömningen av egenskaperna löslighet, retardation samt farlighet för kategori A framkom vid diskussion med Mácsik (2004).

- Kategori A representerar ämnen som har låg farlighet, låg retardation och hög löslighet och representeras av klorid.
- Kategori B representerar ämnen som har måttlig farlighet, hög retardation och måttlig löslighet och representeras av zink.

- Kategori C representerar ämnen med mycket hög farlighet, hög retardation och låg löslighet och representeras av kadmium.

I Naturvårdsverkets rapport Grundvatten redovisas jämförvärden för klorid, zink och kadmium i grundvatten, vilka är 5000, 100 respektive 0,1 mikrogram per liter. Dessa värden är en uppskattning av den naturliga halten för respektive ämne i grundvattnet. (Naturvårdsverket, 1999a) I enkäten antas dessa värden utgöra den ursprungliga halten för respektive ämne i grundvattnet.

I scenariona råder det fortvarighetstillstånd, vilket innebär att det sker en jämn utlakning av ämnen från konstruktionen och att källan inte tar slut. Detta är ett konservativt antagande eftersom det i verkligheten sker en ojämn utlakning, beroende på nederbörd, temperatur, den kemiska balansen i konstruktionen och att ämneskällan förr eller senare tar slut. I enkäten studeras således inte den totala mängd ämnen som kan utlaka från vägkonstruktionen. I scenariona bortses från att ämnena till viss del transporteras till vägdikena och därmed leds bort. Detta är ett grovt antagande eftersom en stor del av de ämnen som finns i vägsänorna utlakas till dikena.

Omgivning

Utlakningen av ett ämne från en geokonstruktion styrs bl.a. av undergrundens jordlagerföljd, hydrogeologiska egenskaper samt mark- och vattenkemiska egenskaper. Morän valdes som undergrund eftersom denna utgör den vanligaste jordarten i Sverige. pH i morän ligger mellan 5 och 7 (SNA, 1998). Grundvattennivån antogs ligga en meter under underkanten på konstruktionen.

Scenario

I enkäten presenteras fyra scenario A, B, C och D. De tre första scenariona beskriver spridningen av klorid (A), zink (B) respektive kadmium (C) i grundvattnet och det fjärde scenariot (D) är en sammanslagning av spridningen av de tre ämnena. Spridningsbilderna som redovisas för ämneskategori A och B baseras på resultat från en simulering i dataprogrammet Modflow genomförd av Jonasson (2003). Kadmium antogs samma spridningsbild som zink, vilket baseras på att i pH-intervall 5 till 7 är spridningsbilden i stort sett densamma för de två ämnena (Stumm, 1992).

I den första enkäten som skickades ut angavs ett förhållande mellan det tillskott av respektive ämne som vägkonstruktionen tillför grundvattnet och jämförvärdet för respektive ämne i grundvattnet. Detta förhållande tolkades felaktigt av ett antal svars personer. De antog att det var ett förhållande mellan den totala halten av ämnet i grundvattnet och dess jämförvärde. På grund av denna feltolkning skickades en andra enkät ut.

För att underlätta för svars personerna att tolka scenariona anges i den andra enkäten istället ett ämnes resulterande totalhalt i grundvattnet på tre avstånd från vägen. Den resulterande totalhalten baseras på respektive ämnes jämförvärde och den halt av respektive ämne som utlakas från vägkonstruktionen.

Utlakningsdata för de fyra ämnena baseras på laboratorie- och fältundersökningar genomförda på slaggrus i samband med uppförandet av Törringevägen sydost om Malmö i Skåne. Törringevägen uppfördes som en provväg i vilken olika typer av

konstruktionsmaterial provades däribland slaggrus från SYSAVs avfallsförbränningsanläggning i Malmö.(RVF, 2002)

Vid framtagandet av utlakningsdata till scenariona utgicks från halter uppmätta vid L/S-kvot 2. L/S kvoten anger förhållande mellan den mängd vatten (L) och den mängd fast material (S) som varit i kontakt med varandra under ett laboratorieförsök. Vid en jämförelse med data från en fältundersökning vid Törringevägen framgick det att halterna uppmätta under laboratorieförsöken är betydligt högre. De halter som används för utlakningen i scenariona räknas därför ned för att bättre stämma överens med verkligt uppmätta värden.(RVF, 2002)

Administrativa frågor

För att vid utvärderingen av enkäten kunna dela in svaren i olika kategorier ombads svarspersonerna besvara ett par frågor om yrke och utbildning. Avslutningsvis gavs svarspersonerna även en möjlighet att kommentera enkäten.

Bilaga 5

Bilagan redovisar resultatet av enkäten.

Tabell B5:1. Tabellen redovisar svarsresultatet för enkätens fyra scenario A till D både med och utan en närliggande vattentäkt. Procenttalet anger hur stor andel av svarspersonerna som värderat föroreningsrisken som obetydlig, ringa eller inte endast ringa föroreningsrisk.

Scenario	Föroreningsrisk	Svarsgrupp (%)			Totalt
		Myndighet	Universitet	Näringsliv	
A utan vattentäkt	Obetydlig	15,8	5,3	10,5	31,6
	Ringa	5,3	15,8	15,8	36,8
	Inte endast ringa	26,3	0	5,3	31,6
A med vattentäkt	Obetydlig	5,3	0	0	5,3
	Ringa	10,5	10,5	15,8	36,8
	Inte endast ringa	31,6	10,5	15,8	57,9
B utan vattentäkt	Obetydlig	26,3	21,1	31,6	78,9
	Ringa	10,5	0	0	10,5
	Inte endast ringa	10,5	0	0	10,5
B med vattentäkt	Obetydlig	21,1	15,8	26,3	63,2
	Ringa	15,8	5,3	5,3	26,3
	Inte endast ringa	10,5	0	0	10,5
C utan vattentäkt	Obetydlig	21,1	15,8	26,3	63,2
	Ringa	10,5	5,3	5,3	21,1
	Inte endast ringa	15,8	0	0	15,8
C med vattentäkt	Obetydlig	21,1	10,5	21,1	52,6
	Ringa	10,5	10,5	10,5	31,6
	Inte endast ringa	15,8	0	0	15,8
D utan vattentäkt	Obetydlig	10,5	10,5	15,8	36,8
	Ringa	15,8	10,5	5,3	31,6
	Inte endast ringa	21,1	0	10,5	31,6
D med vattentäkt	Obetydlig	5,3	0	5,3	10,5
	Ringa	10,5	15,8	10,5	36,8
	Inte endast ringa	31,6	5,3	15,8	52,6

Tabell B5:2. Tabellen redovisar andelen inom respektive svarsgrupp som värderar föroreningsrisken som obetydlig, ringa eller inte endast ringa i de fyra scenariona.

Scenario	Föroreningsrisk	Svarsgrupp (%)		
		Myndighet	Universitet	Näringsliv
A utan vattentäkt	Obetydlig	33,3	25,0	33,3
	Ringa	11,1	75,0	50,0
	Inte endast ringa	55,6	0	16,7
A med vattentäkt	Obetydlig	11,1	0	0
	Ringa	22,2	50,0	50,0
	Inte endast ringa	66,7	50,0	50,0
B utan vattentäkt	Obetydlig	55,6	100,0	100,0
	Ringa	22,2	0	0
	Inte endast ringa	22,2	0	0
B med vattentäkt	Obetydlig	44,4	75,0	83,3
	Ringa	33,3	25,0	16,7
	Inte endast ringa	22,2	0	0
C utan vattentäkt	Obetydlig	44,4	75,0	83,3
	Ringa	22,2	25,0	16,7
	Inte endast ringa	33,3	0	0
C med vattentäkt	Obetydlig	44,4	50,0	66,7
	Ringa	22,2	50,0	33,3
	Inte endast ringa	33,3	0	0
D utan vattentäkt	Obetydlig	22,2	50,0	50,0
	Ringa	33,3	50,0	16,7
	Inte endast ringa	44,4	0	33,3
D med vattentäkt	Obetydlig	11,1	0	16,7
	Ringa	22,2	75,0	33,3
	Inte endast ringa	66,7	25,0	50,0

Tabell B5:3. Tabellen redovisar hur svaren för ett svarsalternativ fördelar sig mellan de tre svarsgrupperna myndighet, universitet och näringsliv.

Scenario	Föroreningsrisk	Svarsgrupp (%)		
		Myndighet	Universitet	Näringsliv
A utan vattentäkt	Obetydlig	50	17	33
	Ringa	14	43	43
	Inte endast ringa	83	0	17
A med vattentäkt	Obetydlig	100	0	0
	Ringa	29	29	43
	Inte endast ringa	55	18	27
B utan vattentäkt	Obetydlig	33	27	40
	Ringa	100	0	0
	Inte endast ringa	100	0	0
B med vattentäkt	Obetydlig	33	25	42
	Ringa	60	20	20
	Inte endast ringa	100	0	0
C utan vattentäkt	Obetydlig	33	25	42
	Ringa	5	25	25
	Inte endast ringa	100	0	0
C med vattentäkt	Obetydlig	40	20	40
	Ringa	33	33	33
	Inte endast ringa	100	0	0
D utan vattentäkt	Obetydlig	29	29	43
	Ringa	50	33	17
	Inte endast ringa	67	0	33
D med vattentäkt	Obetydlig	50	0	50
	Ringa	29	43	29
	Inte endast ringa	60	10	30