

# **Hantering av PAH-kontaminerad asfalt**

**Utredning och rekommendationer för hållbara  
hanteringssätt av PAH-kontaminerad asfalt**



**LUNDS  
UNIVERSITET**

Lunds Tekniska Högskola

**LTH Ingenjörshögskolan vid Campus Helsingborg  
Institutionen för Teknik och samhälle / avdelning Trafik och väg**

Examensarbete:  
David Burotto

© Copyright David Burotto

LTH Ingenjörshögskolan vid Campus Helsingborg  
Lunds universitet  
Box 882  
251 08 Helsingborg

LTH School of Engineering  
Lund University  
Box 882  
SE-251 08 Helsingborg  
Sweden

Tryckt i Sverige  
Media-Tryck  
Biblioteksdirektionen  
Lunds universitet  
Lund 2022

## Förord

Bästa läsare,

Du läser nu en rapport, ett examensarbete, som en del av det avslutande momentet på högskoleingenjörsprogrammet i byggt teknik med inriktning väg- och trafikteknik på LTH Ingenjörshögskolan vid Campus Helsingborg. Arbetet har genomförts i samarbete med Malmö stad och Ramboll RST

Jag vill rikta ett stort tack till mina handledare Pajtim Sulejmani, adjunkt vid trafik och väg på Lunds universitet samt Martin Wiström, RST Consulting. Ett särskilt tack till Pajtim Sulejmani som med handledningen som redskap visat riktningen för ett meningsfullt lärande under hela arbetets gång.

Jag vill även framföra ett stort tack till alla tjänstepersoner inom kommuner runt om i landet som ställt upp på intervjuer och till tjänstepersonal på Malmö stad och Ramboll RST som välkomnat mig på kontoren och bidragit med värdefulla diskussioner som drivit detta arbete framåt under våren 2022.

Till sist vill jag även tacka min familj och vänner.

David Burotto  
Helsingborg, maj 2022



## Sammanfattning

Hantering av PAH kontaminerad asfalt har i denna rapport studerats med syftet att utreda moment som berör hanteringen från de tidiga projekteringsfaserna fram till slutlig förvaring, destruktion eller återvinning av den kontaminerade asfalten. I rapporten följs denna tidslinje från litteraturstudien, där läsaren får med sig en allmän och fördjupad kunskap om det berörda ämnet, till konkreta metoder och redovisning av resultat från specifika fall och moment som undersökts.

Polycykliska aromatiska kolväten (PAH) består av 100-tals föreningar och förekommer i flera sammanhang som exempelvis vedeldning och äldre asfaltsbeläggningar. Stenkolstjära användes som tillsats i bindemedel fram tills att det upptäcktes att det innehöll höga halter PAH vilket kan innehålla cancerogena föreningar. Det är främst äldre beläggningar som innehåller höga halter PAH. De många föreningarna har vidare begränsats till 16 enskilda föreningar (16PAH) som prioriterats och studerats närmare. I denna rapport studeras endast 16PAH vilket är relevant för asfaltsbeläggningar.

Ledande för denna rapport har varit att utreda åtgärdsval utifrån när det är dels ekonomiskt, och dels miljö- och klimatmässigt försvarbart att dela upp asfaltsmassorna i återvinning (ÅV) och deponi. Alternativet till uppdelning av asfaltsmassorna är att riva hela vägkonstruktionen samt transportera all massa till deponi, vilket i vissa fall kan vara mer rationellt. Initialt har detta utretts genom att studera vilken provtagningsstrategi som bör eftersträvas för att erhålla representativa provtagningsresultat. Detta för att vidare kunna utreda hur mängden kontaminerad asfalt innehållande 16PAH kan kvantifieras. Åtgärdsvalen har undersökts med syftet att identifiera ekonomisk- och miljömässig lönsamhet och väga detta mot nyttan som respektive åtgärd har för att upprätta en hållbar arbetsmetodik för hantering av kontaminerad asfalt.

Det har utförts en kvalitativ intervjustudie där flera kommuner i olika storlekar (invånarantal) och geografisk placering har intervjuats med syftet att studera dagslägets arbetsmetodiker och problematik med hanteringen av PAH-kontaminerad asfalt. Respondenterna har olika yrkesroller och de intervjuade kommunerna är Malmö stad, Helsingborg kommun, Göteborg stad, Stockholms stad samt Östersund kommun.

För att jämföra åtgärdsalternativen har ett beräkningsverktyg utformats för att avbilda verkliga projekt och studera bärande variabler. Genom Monte Carlo simuleringar har sannolikheten för utfall av respektive åtgärd studerats. Det har studerats fyra fiktiva projektstorlekar mellan 30–2500 m<sup>2</sup>.

Resultaten har mynnat ut i rekommendationer för projektstorlekar 30–2500 m<sup>2</sup> som vanligtvis utförs inom kommuner runt om i Sverige. Nedan listas rapportens viktigaste slutsatser:

- Att riva samtliga lager och transportera asfaltmassorna till deponi är med högst sannolikhet (71–100%) den ekonomiskt mest lönsamma åtgärden.
- Det bör eftersträvas att massorna delas upp i återvinning/deponi för att minimera ett projekts klimatpåverkan.
- Kvantifiering av 16PAH kontaminerad asfalt kan utifrån representativ provtagningsdata erhållas genom enklare beräkningar av volymer och massor.
- Individuell bedömning av varje enskilt projekt bör alltid utföras.

I rapporten presenteras även förslag på provtagningsstrategier för att erhålla representativ provtagningsdata. Val av provtagningsstrategi varierar beroende på respektive projektets karaktär och bärande för valet är att väga nyttor mot kostnader och endast välja på sådant sätt att nyttorna är större än kostnaderna.

## Summary

The managing of PAH contaminated asphalt has been studied in this report with the aim of investigating elements concerning the managing from the early design phases to the final storage, destruction, or recycling of the contaminated asphalt. The report follows this timeline from the literature study, where the reader gets a general and partially in-depth knowledge of the relevant subject, to more concrete methods and reporting of results from specific cases and elements that have been investigated.

Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) consist of hundreds of compounds and occur in several contexts such as wood burning and older asphalt coatings. Coal tar was used as an additive in binders until it was discovered that it contained high levels of PAHs which may contain carcinogenic compounds. It is mainly older coatings that contain high levels of PAH. The many compounds have been limited to 16 individual compounds (16PAH) which have been prioritized and studied in more detail. In this report, only 16PAH is studied, which is relevant for asphalt pavements.

The focus of this report has been to investigate the choice of measures based on when it is partly economically and partly environmentally and climate defensible to divide the asphalt masses into recycling (ÅV) and disposal. The alternative to dividing the asphalt masses is to demolish the entire road structure and transport all the mass to the disposal, which in some cases can be more rational. Initially, this has been investigated by studying which sampling strategy should be sought to obtain representative sampling results. This is to further investigate how the mass amounts of contaminated asphalt containing 16PAH can be quantified. The choice of measures has been examined with the aim of identifying economic- and environmental profitability and weighing this against the benefits that each variable has for establishing a sustainable working methodology for managing contaminated asphalt.

A qualitative interview study has been carried out where several municipalities in different sizes (population) and geographical location have been interviewed with the aim of studying current working methods and problems with the handling of PAH-contaminated asphalt. The respondents have different professional roles and the municipalities interviewed are the City of Malmö, the City of Helsingborg, the City of Gothenburg, the City of Stockholm, and the Municipality of Östersund.

To compare the action alternatives, a calculation tool has been designed to depict real projects and study key variables. Through Monte Carlo simulations,

the probability of outcome of each measure has been studied. Four fictitious project sizes between 30–2500 m<sup>2</sup> have been studied.

The results have resulted in recommendations for project sizes 30–2500 m<sup>2</sup> which are usually carried out in municipalities around Sweden. The most important conclusions of the report are listed below:

- Demolishing all layers and transporting the asphalt masses to disposal is most likely (71–100%) the most economically profitable measure.
- It should be sought that the masses are divided into recycling/disposal to minimize a project's climate impact.
- Quantification of 16PAH contaminated asphalt can be obtained from representative sampling data based on simpler calculations of volumes and masses.
- Individual assessment of each individual project should always be performed.

The report also presents proposals for sampling strategies to obtain representative sampling data. The choice of sampling strategy varies depending on the nature of the respective project and the basis for the choice is to weigh benefits against costs and only choose in such a way that the benefits outweigh the costs.



# Innehållsförteckning

<b>1 Inledning</b> .....	<b>1</b>
<b>1.1 Bakgrund</b> .....	<b>3</b>
<b>1.2 Syfte och frågeställning</b> .....	<b>4</b>
<b>1.3 Metodik</b> .....	<b>6</b>
<b>1.4 Avgränsningar</b> .....	<b>7</b>
<b>2 Litteraturstudie</b> .....	<b>9</b>
<b>2.1 16PAH-föreningar</b> .....	<b>9</b>
<b>2.2 Gällande regelverk i Sverige</b> .....	<b>10</b>
2.2.1 Fördjupad kunskap.....	10
2.2.2 Dispens mot att deponera farligt avfall .....	11
<b>2.3 Riktvärden</b> .....	<b>12</b>
2.3.1 Grund för befintliga riktvärden .....	12
2.3.2 Riktvärden för mark.....	12
2.3.3 Riktvärden för asfalt .....	13
2.3.4 Skillnad mellan PAH-föreningar i asfalt- och jordmassor ....	14
2.3.5 Sammanställning av gräns- och riktvärden.....	14
<b>2.4 Klimat- och miljöpåverkan</b> .....	<b>15</b>
2.4.1 Klimat- och miljömål .....	15
2.4.2 Hållbara anläggningsarbeten .....	15
2.4.2.1 Lastbilstransporter .....	16
2.4.2.2 Dieselfordon .....	16
2.4.2.3 Utsläppsmängder (CO <sub>2</sub> ).....	17
2.4.3 Lakteter av asfaltmassor.....	18
2.4.3.1 Utlakning avseende schaktmetod .....	18
2.4.3.2 Sammanställning av lakteter .....	18
2.4.4 Monetär värdering av klimat- och miljöpåverkan .....	19
<b>2.5 Arbetsmiljö</b> .....	<b>21</b>
<b>2.6 Provtagningsstrategier och analys av provtagningar</b> .....	<b>22</b>
2.6.1 När utförs provtagningar?.....	22
2.6.2 Provtagningsmetodiker .....	23
2.6.3 Provtagningsstrategi – val av plats.....	23
2.6.3.1 Population.....	24
2.6.3.2 Urvalsprincip.....	24
2.6.3.3 Typ av provuttag.....	25
2.6.3.4 Provernans storlek.....	25
2.6.3.5 Antal prover .....	26
2.6.3.6 Provtagningskala .....	26
2.6.4 Analysmetoder .....	29
2.6.4.1 Fältanalys .....	29
2.6.4.2 Labbanalys .....	30

<b>2.7 Avfallshantering</b> .....	<b>32</b>
<b>2.8 Hantering av kontaminerade massor</b> .....	<b>33</b>
2.8.1 Fräsningsarbete .....	33
2.8.2 Återvinning .....	34
2.8.2.1 Kall återvinning .....	34
2.8.2.2 Halvvarm återvinning .....	35
2.8.3 Deponi.....	35
2.8.4 Destruktion .....	36
<b>3 Metod</b> .....	<b>37</b>
<b>3.1 Litteraturstudie</b> .....	<b>39</b>
<b>3.2 Intervjustudie</b> .....	<b>40</b>
3.2.1 Intervjustudie - kommuner .....	41
3.2.2 Kostnader för deponi .....	42
<b>3.3 Simulering – fiktiva testprojekt</b> .....	<b>43</b>
3.3.1 Beräkningsverktyg i Excel .....	44
3.3.2 Kostnadsanalys .....	45
3.3.2.1 Arbetskostnader.....	45
3.3.2.2 Klimatkostnad .....	49
3.3.3 Simuleringsanalys – Monte Carlo .....	50
3.3.4 Beräkningsverktygets utdata .....	52
3.3.5 Metodsammanfattning för beräkningsverktyget .....	55
<b>3.4 Interpolering av provtagningsdata</b> .....	<b>56</b>
<b>4 Resultat</b> .....	<b>57</b>
<b>4.1 Intervjustudie – Kommuner</b> .....	<b>57</b>
4.1.1 Riktvärden och föreskrifter.....	57
4.1.2 Provtagnings metodik.....	57
4.1.3 Avstånd till närmsta deponi .....	58
4.1.4 Ekonomi .....	58
4.1.5 Dokumentering.....	58
<b>4.2 Vanligt förekommande beläggning</b> .....	<b>59</b>
4.2.1 Vägar och gator med risk för 16PAH .....	59
4.2.2 Materialtyper där 16PAH främst förekommer.....	59
4.2.3 Medeldjup av 16PAH inom Malmö stad.....	60
<b>4.3 Beräkning av antal provtagningar</b> .....	<b>61</b>
<b>4.4 Åtgärdsval för fyra testprojekt</b> .....	<b>63</b>
4.4.1 Ekonomisk lönsamhet .....	64
4.4.2 Klimatkostnader och utsläppsmängder.....	65
4.4.3 WTP .....	66
4.4.4 Bärande faktorer.....	66
<b>4.5 Interpolering av provtagningsdata</b> .....	<b>67</b>
<b>5 Diskussion</b> .....	<b>69</b>
<b>5.1 Metoddiskussion</b> .....	<b>69</b>

5.1.1 Sekundärdata.....	69
5.1.2 Kvalitativ studie – semistrukturerad intervjustudie .....	70
5.1.3 Simulering: Projekt 1–4 .....	70
<b>5.2 Resultatdiskussion.....</b>	<b>72</b>
5.2.1 Ekonomisk lönsamhet i konflikt med miljömål .....	72
5.2.1.1 Fält- och labbanalyser .....	75
5.2.1.2 Transportavstånd.....	76
5.2.1.3 Projektstorlek.....	76
5.2.1.4 Lagertjocklekar .....	76
5.2.1.5 Kostnader .....	77
5.2.2 Antal provtagningar .....	77
5.2.3 Rivning av hela konstruktionen .....	78
5.2.4 Kombinerat fräs- och rivningsarbete.....	79
5.2.5 Kvantifiering av mängder.....	79
5.2.6 Interpolering av provtagningsdata .....	80
5.2.7 Effekt av sänkta riktvärden .....	80
<b>6 Slutsatser och fortsatta studier .....</b>	<b>81</b>
<b>6.1 Slutsatser .....</b>	<b>81</b>
6.1.1 Deponera eller återvinna kontaminerad asfalt .....	81
6.1.2 Representativ provtagning .....	81
6.1.3 Fält- och labbanalyser .....	82
6.1.4 Kvantifiera mängder kontaminerad asfalt .....	82
6.1.5 Interpolerade provtagningsanalyser .....	82
6.1.6 Effekt av sänkta riktvärden .....	82
<b>6.2 Fortsatta studier .....</b>	<b>83</b>
<b>7 Referenser .....</b>	<b>85</b>
<b>8 Bilagor .....</b>	<b>91</b>
<b>8.1 Bilaga 1 – Provtagningsstrategi, schematisk metodik.....</b>	<b>91</b>
<b>8.2 Bilaga 2 – Process för provtagningsstrategier.....</b>	<b>92</b>
<b>8.3 Bilaga 3 – Beräkning av antal provtagningar .....</b>	<b>93</b>
<b>8.4 Bilaga 4 – Resultat av testprojekten.....</b>	<b>95</b>
8.4.1 Transportavstånd .....	95
8.4.2 Resultat av olika WTP-värden 0–10% .....	97
<b>8.5 Bilaga 5 – Intervjuguide .....</b>	<b>98</b>
8.5.1 Frågeställning - kommun.....	98
8.5.2 Tillägsfrågor för upphandlare .....	99



# 1 Inledning

Vägar utgör den äldsta formen av infrastrukturer i Sverige (Potucek & Granlund, 2000). Det finns idag omkring 623 000 km väg, varav 98 500 km avser statliga vägar, 43 200 km avser kommunala vägar och gator och resterande 481 500 km avser enskilda vägar (SKR, 2022). Vägar behövs för att kunna transportera personer och gods inom- och utom tätorter där vägtransporterna idag står för ca 90% av de totala personresorna och ca 50% av de totala godstransporterna. Historiskt har det totala trafikarbetet ökat sedan 1950 fram till 2019 och därefter har det totala trafikarbetet börjat minska (Trafikanalys, 2021). År 1950 var totala trafikarbetet totalt ca 5 miljoner personkilometer och 2021 uppmättes motsvarande siffra till ca 80 miljoner fordonskilometer (ibid). Förutom den ökade trafiken har även godstransporter blivit tyngre och 2018 implementerades en ny bärighetsklass 4 (BK4) vilket tillåter fordon med en bruttovikt på upp till 74 ton trafikera på särskilda vägar (Natanaelsson & Eriksson, 2020). I takt med att transporterna, historiskt sett, blivit fler och tyngre ställs högre krav på vägars konstruktion för att möta den ökade trafikbelastningen (ibid). Ett redan väl utbrett vägnät ställer i sin tur högre krav på befintliga vägars konstruktion eftersom det totala trafikarbetet nästan fördubblats sedan 1970.

Vägkonstruktionens överbyggnad är uppbyggd med flera bundna och obudna lager och ska bistå trafikanter med en säker och komfortabel yta att färdas på. Det översta, slitlagret, kan dimensioneras för att uppfylla samtliga krav som ställs på vägytan och under följer ett bindlager som fungerar som en övergång mellan slit och bärlagret. Bärlagret är ur en bärighetsaspekt det viktigaste lagret (Wiman & Tholén, 2022) och dess funktion är att fördela trafikbelastningen för att undvika deformations- och andra skador på underliggande lager som exempelvis förstärkningslagret och undergrunden.

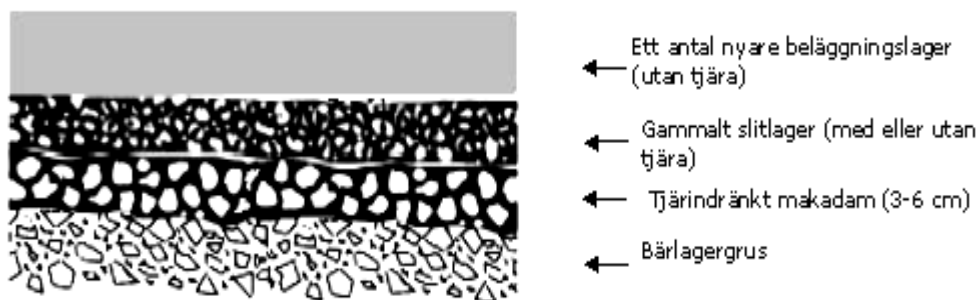
De bundna lagren består av asfalt som är en blandning av bindemedel och bergkross som exempelvis sten, sand och filler. Asfalt innehåller ca 95% stenmaterial samt ca 5% bindemedel (Lindahl & Ulmgren, 2003). Bindemedel används för att binda samman bergkrosset till en asfaltmassa. Det bindemedel som använts i vägkonstruktioner har främst varit bitumen som är ett bindemedel bestående av kolväten och framställs genom destillation av råolja (Redelius, 2022).

I mer än 50 år användes stenkolsjära som tillsats i bindemedel i svenska asfaltsbeläggningar (Westergren, 2004) och kom att upphöra år 1973. Användningen av stenkolsjära som bindemedel upphörde då det upptäcktes att det innehöll höga halter polycykliska aromatiska kolväten, vidare förkortat PAH. Dessa kolväten består av hundratals föreningar som bildas vid

upphettning och/eller ofullständig förbränning (Livsmedelsverket, 2021). Dessa föreningar har sedan begränsats till 16 föreningar som är av relevans inom anläggningsmaterial och benämns som 16PAH, se avsnitt 2.1 16PAH-föreningar.

16PAH-halter i asfaltsbeläggningar mäts i *mg/kg Torrsubstans prov (TS)* och kan i vissa sammanhang även benämnas som parts per million (ppm) (Jacobsson & Granvik, 2003). De olika benämningarna motsvarar samma mängd där *10 mg/kg TS* är detsamma som *10 ppm*.

Stenkolstjärnan och högre halter 16PAH, förekommer främst längre ner i vägkonstruktionen (Jacobsson & Granvik, 2003) och eftersom det med tiden ofta byggts på med nya lager asfalt ovanpå den äldre beläggningen kan djupet variera, se Figur 1. Högre halter 16PAH kan därför påverka projekt som kräver djupare schaktning ner i den äldre beläggningen, exempelvis vid bärighetsstärkande åtgärder och kabel samt VA-arbeten. I Figur 1 illustreras hur en eller flera lager ny beläggning lagts ut ovanpå den äldre beläggningen. Det äldre slitlagret kan innehålla tjära vilket medför en förhöjd risk att komma i kontakt med högre halter PAH i de äldre beläggningsslagren. Beläggning där tjära använts har visat sig kunna innehålla 16PAH-halter på >5000 mg/kg TS till skillnad från dagens asfaltsbeläggningar som innehåller <100 mg/kg och i normalfallet mellan 10–20 mg/kg TS (Lindahl & Ulmgren, 2003).



Figur 1: Illustration av tjärhaltig beläggning i en vägöverbyggnad (Malmö stad, 2018)

## 1.1 Bakgrund

I takt med ständig befolkningsökning (Sveriges Kommuner och Regioner, 2021) ökar trafikarbetet och bostadsbyggnationerna (Malmö stad, 2022). Städer förtätas och fler samt tyngre fordon som trafikerar vägnätet ställer i sin tur högre krav på vägars bärighet för att upprätthålla dess funktion. Tillvaratagandet av det befintliga vägnätet prioriteras (Trafikverket, 2012) i enlighet med fyrstegsprincipen vilket leder till att anläggningsarbeten som utförs ofta innebär djupare schaktningsarbete på äldre belagda vägar och gator. Dessa arbeten kan exempelvis omfatta dels bärighetsstärkande åtgärder för att tillgodose en ökad busstrafik, dels ledningsarbeten där ledningar behöver repareras eller byggas ut. Det är då i enlighet med miljöbalken (SFS 1998:808) och med hänsyn till hälso- och miljörisker, som exempelvis risk för exponering och utlakning, av intresse att undersöka om det finns höga 16PAH i vägbeläggningen för den som innehar ett avfall.

Fram till 2009 saknades entydiga definitioner av begränsningsvärden som kunde formuleras antingen som ett gräns- eller riktvärde (Heimeryd, 2014) vilket rättsligt kunde upplevas som problematiskt. Detta var straffrättsligt reglerat utifrån att: *Ett överskridet gränsvärde innebar en straffrättslig sanktion och riktvärden är åtgärdsinriktade*. Gräns- och riktvärden har sedan av Mark- och miljööverdomstolen utmönstrats på grund av de rättsliga svårigheterna med begreppen och ersatts av begränsningsvärden (ibid). Begreppen rikt- och gränsvärde används dock kontinuerligt i samband med hantering av 16PAH i asfalt, se exempelvis Vägverket (2004), Malmö stad (2018) och Göteborg stad (2022). Då riktvärden inte är rättsligt bindande (Heimeryd, 2014) kan kommuner bestämma vilka riktvärden som ska följas med förutsatt att gällande lagar och förordningar följs. Gränsvärden ska alltid följas i enlighet med miljöbalken.

Undersökning av belagda vägar kan utföras genom provtagning där en borrhärna borrar upp för vidare fält- och labbanalyser (Vägverket, 2004). Provtagningsresultatet kan presenteras i form av totala 16PAH-halter och kan i vissa fall på beställarens ordination även anges utifrån specifika PAH-föreningars halter. Resultatet från provtagningen kan därav avgöra huruvida asfalten betraktas som farligt avfall eller ej, utifrån de 16PAH-halterna som uppmätts (Avfallsförordningen, SFS 2020:614). Det kan därför vara viktigt och avgörande att provtagningen utförs på ett representativt sätt inom respektive projekt.

En varierande och i vissa fall bristfällig arbetsmetodik kan vara problematiskt för vidare bedömning av ett projekts effekter, kostnader och nytta. Det kan vara svårt att *kvantifiera mängder*, bestämma antal provtagningar och provtagningsplatser för *representativa provtagningsanalyser* och avväga *vilken*

*åtgärd* som är mer lämplig avseende *ekonomiska- och miljömässiga aspekter*. En stor avvikelse från beräknad budget kan vara motstridigt och i vissa fall leda till att ett projekt inte kan utföras inom given budget. Det kan därför vara av intresse att identifiera var, hur mycket och på vilket djup högre halter 16PAH finns. Detta eftersom hantering av 16PAH kan påverka ett projekts kostnader och miljömässiga avtryck.

En väl strukturerad arbetsmetodik med tillgänglig dokumentation kan underlätta och förbättra de ekonomiska- och miljömässiga kalkylerna i ett tidigt skede. Genom att kvantifiera mängderna av farligt avfall (högre halter 16PAH) och mängder som är fria från 16PAH kan det underlätta eventuella avvägningar kring vilken åtgärd som är mest ekonomiskt- och miljömässigt lönsam. Väl strukturerade arbetsrutiner följt av förarbetet, metod för representativa provtagningsanalyser och metod för grundlig avvägning mellan åtgärder kan leda till ett mer hållbart arbetssätt vid hantering av PAH i asfalt.

## **1.2 Syfte och frågeställning**

För att uppnå ett mer hållbart arbetssätt vid hanteringen av 16PAH i asfalt har några kritiska moment identifierats som legat till grund för denna rapport. Provtagning, åtgärdsval och arbetsmetodik har genomgående studerats med hänsyn till hälsa-, miljö-, klimat och ekonomisk lönsamhet. Nedan presenteras nuvarande problematisering.

En central fråga vid provtagning är om det ska tas ett samlingsprov, eller om det vid tjockare beläggningar ska tas ett prov i botten, där äldre beläggning innehållande höga halter främst finns och ett i övre delen som kan vara fri från 16PAH. Uppdelning av borrhörnarna kan möjliggöra återvinning av de PAH-fria delarna, hantera de undre PAH-haltiga massorna som farligt avfall och transportera dessa massor till deponi. Alternativt kan det vid upptäckt av högre halter 16PAH väljas att riva hela lagret och transportera allt till deponi, vilket i vissa fall kan vara mer rationellt.

Syftet med denna rapport är att:

- Utredda när det är dels ekonomiskt, dels miljö- och klimatomfattigt försvarbart att dela upp massorna i återvinning (ÅV) och deponi. Alternativt att riva- och transportera allt till deponi
- Studera metod för att kvantifiera mängderna innehållande höga halter 16PAH
- Studera och samla relevant litteratur samt forskning avseende 16PAH i ett sammanfattat dokument för att få en grundligare förståelse för ämnet i sin helhet



Frågeställningarna som ska besvaras i denna rapport är att:

- När är det ekonomisk försvarbart att dela upp massorna i återvinning (ÅV) och deponi?
- När är det klimatmässigt försvarbart att dela upp massorna i återvinning (ÅV) och deponi?
- Resonera kring vilka effekter en sänkning av de äldre riktvärdena för farligt avfall från 1000 ppm till 300 ppm har på cirkulära materialflöden och den ekonomiska belastningen. Hur har det påverkat de cirkulära flödena?
- Hur många provtagningar måste vi göra i projekteringsfasen för att komma i närheten av en i framtiden verklig utförd mängd?
- Hur stort behöver ett projekt vara för att det ska vara ekonomiskt och klimat-/miljömässigt hållbart att utföra fält- och/eller labbanalyser

### 1.3 Metodik

Hantering och miljömässiga aspekter avseende 16PAH är ett frekvent diskuterat ämne som det dagligen arbetas med vilket medfört att stor mängd litteratur och sekundärdata finns att tillgå. Stor del av denna rapports metod kommer att grundas i att ta del av befintlig dokumentation och datainsamling (sekundärdata) för att samla samt lyfta relevant information. Denna metod kommer att användas eftersom metoden är tidseffektiv och ekonomisk (Paulsson, 2020). Dokumenten kommer främst bestå av befintliga kostnadsmallar, arbetsmetodik, myndigheters dokumentation om förorenad mark samt tidigare utförda litteratur-, forskning och fältstudier om PAH i asfalt. Det kommer vidare att utföras datainsamling som ska analyseras och bearbetas för att dels se hur denne kan implementeras i GIS, dels för att vidare kunna göra kostnads- och miljömässiga analyser. Nackdelen med denna metod är dock att all data är sekundärdata som antagningsvis är anpassade utefter respektives syfte (Paulsson, 2020). Detta kommer vid insamling och analys att beaktas.

Fallstudier kommer att användas/utföras eftersom dessa bidrar till en djupare kunskap (Paulsson, 2020), vilket är lämpligt att studera för vidare förståelse av rutiner för arbetsmetodik- och beslutsfattande som olika kommuner och aktörer arbetar efter.

Det kommer även att utföras simuleringar där PAH-halter testas att extrapoleras genom GIS-verktyg för att utifrån koordinater kunna visualiseras i en karta. Fördelen med detta är att det kan vara ett kostnadseffektivt sätt att förutspå var höga PAH-halter finns. Nackdelen med dessa studier är osäkerheter kring ingående variabler som kan bidra till att extrapoleringen avviker från verkligheten (Paulsson, 2020). Denna simulering skulle därför kunna behöva kompletteras med vidare fältundersökning. Vidare kommer även indata främst bestå av sekundärdata vilket kan ha stor betydelse för resultatet. Den initiala bedömningen är dock att sekundärdata inte har någon större betydelse utan det är främst kvantiteten av data som avgör huruvida resultatet av en extrapolering anses precis eller inte.

Den stora mängden data kommer vidare att kvalitetsgranskas främst mot varandra, dels genom att samla in samma typ av data från flera källor, dels mot analyser som kommer att utföras i denna rapport. Detta för att undvika desinformation, politiskt syfte och underbyggnad, som genom många källor kan minimeras (Paulsson, 2020) och landa i korrekt grundade slutsatser.

Sammanfattningsvis beskrivs metoderna som kommer att användas i denna rapport nedan:

- Ta fram sekundärdata från tidigare utförda projekt och intervjuer för att redogöra för- och nackdelar med olika arbetsmetodiker.
- Fall- och intervjustudier för att få fördjupad kunskap av befintliga arbetsmetodiker som ligger till grund för beslutsfattandeprocesser från detektering till hantering av PAH-haltiga massor
- Sekundärdata i form av provtagningar för vidare analys i GIS-datalager.
- Simulering för extrapolering av provtagningar vilket kan behövas kompletteras med fältundersökning
- Kvalitetsgranskning av insamlat material

#### **1.4 Avgränsningar**

Polycykliska aromatiska kolväten (PAH) är en stor grupp ämnen och avgränsas därför till 16 enskilda föreningar (*16PAH*) som är av relevans för denna studie. Föreningar som ingår i *16PAH* förekommer inom flera sammanhang som exempelvis asfalt och vedeldning. I denna rapport avgränsas studien till att omfatta *16PAH* i asfalt.

Intervjustudien omfattar respondenter från kommunerna Stockholms stad, Göteborgs stad, Malmö stad, Helsingborgs kommun samt Östersunds kommun. Studien avgränsas till dessa kommuner. Kommunerna har valts utifrån geografisk placering samt storlek (befolkningsmängd) och anses inom ramen av denna studie vara god nog för att uppnå syftet med intervjustudien.

Utredning som gjorts för att bedöma när det är lämpligt att dela upp asfaltmassor i återvinning och deponi grundar sig i avvägningar som är beroende av flera faktorer. Dessa faktorer omfattar främst kostnader för åtgärdsalternativens respektives arbete. Kostnader som använts för kostnadsanalyser och avvägningar i beräkningsverktyg är vidare begränsade till Malmö stad. Avgränsningen omfattar indata och inte metodiken som berör bearbetning och avvägningar som utförts för att utreda de olika åtgärdsalternativen.

Slutligen omfattar studien endast Sverige.



## 2 Litteraturstudie

### 2.1 16PAH-föreningar

Polycykliska aromatiska kolväten (PAH) är föreningar innehållande två eller fler bensenringar. Det är vidare 16 enskilda föreningar som under 70-talet prioriterats av United States Environmental Protection Agency (USEPA) och vidare analyserats för att identifiera grad av toxicitet (SGF, 2022). I Sverige har dessa 16 föreningar delats in i tre undergrupper avseende molekylvikten: PAH-L, PAH-M samt PAH-H. Sistnämnda beteckning L, M och H står för låg-, medel- samt hög molekylvikt. Gruppindelningen har gjorts för att underlätta beskrivning av hur de fördelas och vilka effekter det innebär för miljö- och hälsa. Naturvårdsverket har sedan tagit fram generella riktvärden för respektive undergrupp i mark (Kemakta Konsult AB, 2017). De 3 undergrupperna med respektive föreningar som ingår beskrivs nedan:

#### Låg molekylvikt (PAH-L)

*Naftalen*  
*Acenaften*  
*Acenaftilen*

#### Medel molekylvikt (PAH-M)

*Fluoren*  
*Fenantren*  
*Antracenen*  
*Fluoranten*  
*Pyren*

#### Hög molekylvikt (PAH-H)

*Bens[a]antracenen*  
*Chrysen*  
*Bens[a]pyren*  
*Benso[b]fluoranten*  
*Benso[k]fluoranten*  
*Benso[ghi]pyren*  
*Dibens[a,h]antracenen*  
*Indeno[1,2,3-c,d]pyren*

PAH-M och PAH-H har av Naturvårdsverket vidare klassats som cancerogena (Kemakta Konsult AB, 2017). Dessa 16PAH-föreningar har valts ut som särskilt viktiga utifrån antaganden om att de har störst inverkan på miljö och hälsa, förekommer i högre koncentrationer, samt innebär en högre exponeringsrisk än övriga PAH-er (Perhans, 2003).

## 2.2 Gällande regelverk i Sverige

Den som innehar ett avfall är skyldig att se till att det hanteras på ett miljö- och hälsomässigt godtagbart sätt enligt kapitel 15 §5a i miljöbalken (SFS 1998:808) samt att de allmänna hänsynsreglerna i kapitel 2 i miljöbalken (SFS 1998:808) ska följas vid lagring och användning. Avfallsdefinitionen baseras på Europeiska gemenskapens (EG) avfallsdefinition och är bindande för Sverige. Stenkolstjära i vägbeläggningar finns sedan år 2002 reglerat i Avfallsförordningen (SFS 2001:1063) avseende halten cancerframkallande ämnen (Gerdin & Wikström, 2005).

I enlighet med de allmänna hänsynsreglerna ska det i kontakt med PAH-haltiga massor som kan innebära risk för miljö- och hälsa i asfalt analyseras. Detta för vidare bedömning om huruvida massorna innehåller höga halter 16PAH och om de ska betraktas som avfall eller ej. Klassificeringsprocessen är en del av bedömningen för att identifiera om avfallet ska betraktas som farligt eller inte och måste göras i enlighet med kapitel 2 i miljöbalken (SFS 1998:808). Stenkolstjära med stöd av kapitel 2 §3 i Avfallsförordningen (SFS 2020:614) betraktas som farligt avfall.

Vid bedömning och klassificering av avfall ställs koncentrationerna mot gränsvärden och kategoriseras utifrån faroangivelsekoder. Vid analys av stenkolstjära kan det även utgå från bens[a]pyren som markörförening (Europeiska kommissionen, 2018). För stenkolstjära omfattar gränsvärden följande:

- Cancerogena koncentrationer  $\geq 0,1\%$  har farliga egenskaper enligt HP 7
- Bens[a]pyren  $\geq 50$  mg/kg (ppm)

En vägledning för bedömning och klassificeringsprocessen av avfall hänvisas till i kapitel 2 §3 i Avfallsförordningen (SFS 2020:614). Det hänvisas då till att klassificera avfall enligt ”de anmärkningar i bilaga VI till förordning (EG) nr 1272/2008 som anges i bilagan till beslut 2000/532/EG” (Avfallsförordning, SFS 2020:614). Bedömningen bör göras utifrån god kunskap om verksamheten och avfallets innehåll, förekomst, upphov till avfallet, antal fraktioner samt definitionerna av dess farliga egenskaper (HP).

### 2.2.1 Fördjupad kunskap

I detta avsnitt beskrivs hur asfaltmassor klassificeras enligt gällande EU-direktiv. Klassificeringen bestäms utifrån en eller flera koder och för stenkolstjära klassificeras ämnet bland annat utifrån dess farliga egenskaper med koden HP7. HP7 definieras enligt ”HP7 – cancerframkallande: Avfall som

orsakar cancer eller ökar dess incidens” (Naturvårdsverket, 2021, s. 5). Bitumenblandningar, stenkolstjära och tjärprodukter går under koden ”17 03” och bindemedel innehållande stenkolstjära (kod: 17 03 01\*). Asterixen betecknar att det enligt kapitel 2 §3 Avfallsförordningen (SFS 2020:614) ska betraktas som farligt avfall till att motsatsen kan bevisas (Sveriges Riksdag, 2020). Det förekommer även i avfallsförordningen att klassificeringen ska ske utifrån gränsvärden för respektive kod och som regleras genom förordningen (EU) 1357/2014. I *Europeiska kommissionens tillkännagivelse om teknisk vägledning om klassificering av avfall* beskrivs gränsvärden för stenkolstjära utifrån följande koder:

- HP 7 – cancerframkallande
- Faroklass- och kategorikoder – *Carc. 1A, Carc 1B samt Carc. 2*
- Faroangivelsekoder – H350 samt H351

HP 7 kan ligga till grund för om ett avfall ska klassificeras som farligt om koncentrationsgränsen för faroangivelsekoderna H350  $\geq 0,1\%$  och motsvarande  $\geq 1,0\%$  för H351 (Europeiska kommissionen, 2018).

Stenkolstjäran kan analyseras genom fältundersökning med spraytest för att få en indikation om det innehåller tjära eller inte. Vid positivt resultat kan det leda till ett antagande om att det rör sig om farligt avfall med förutsättningen att det inte går att bevisa att PAH-koncentrationen är under gränsvärdena (Europeiska kommissionen, 2018). Viktigt att beakta att man vid bevisning inte enbart kan utgå från enskilda PAH-halter utan samtliga innehållande ämnen ska ingå. Analyseras koncentrationen avseende bens[a]pyren är det viktigt att det görs en representativ bedömning. Detta eftersom koncentrationen i asfaltbetong kan variera över flera skikt.

### 2.2.2 Dispens mot att deponera farligt avfall

Viss dispens kan enligt §35b i Naturvårdsverkets författningssamling (NFS 2004:10) ges vid särskilda fall då avfallet inte överskrider gränsvärden med en faktor tre och för total organisk kol (TOC) med en faktor två (Naturvårdsverket, 2004). För TOC regleras då gränsvärden avseende löst organisk kol (DOC) och PH-värdet. I föreskriften skrivs att det för jord kan tillåtas högre TOC värden än det ovannämnda med då DOC inte överskrider 500 mg/kg där  $L/S^1=10$  l/kg och ett PH-värde mellan 7,5–8. Vidare är det viktigt att beakta att jord i jämförelse med asfalt ska göras med stor försiktighet.

---

<sup>1</sup> L/S = mängden lakvatten (liquid) som är i kontakt med materialet dividerat med mängden material (Solid) (Larsson, 2001)

## 2.3 Riktvärden

### 2.3.1 Grund för befintliga riktvärden

Förekomsten av riktvärden grundar sig i att det under lång tid efter avskaffandet av stenkolstjära i bindemedel saknade riktvärden att förhålla sig till. Kommuner satte då upp egna gällande riktvärden. Det har då lyfts fram önskemål om att ta fram studier för mer allmänna riktvärden att kunna följa. Önskemålet lyftes 2001 för att 2003 tas fram (Lindahl & Ulmgren, 2003). Riktvärden baseras på en förorenad marks medförande hälso- och miljörisker (Naturvårdsverket, 2009). Till grund för riktvärden med tillhörande haltnivåer tar man dels hänsyn till direkt kontakt med förorenad mark, dels indirekt kontakt då föroreningar sprids. Det är av intresse att undersöka omfattningen av en marks nyttjande, det vill säga vilka aktiviteter som markanvändningen avser.

### 2.3.2 Riktvärden för mark

Miljö- och hälsoriskerna med PAH-haltiga beläggningsmaterial grundar sig i att PAH-föreningarna kan metaboliseras i kroppen och bli mutagena ämnen som kan utveckla cancer (Stockholm stad, 2022). Generella riktvärden används som ett verktyg för att analysera och bedöma risker som särskilda ämnen medför. Detta är ett av flera verktyg som kan användas vid en riskbedömning. För förorenad mark baseras vidare riktvärden på markanvändning och delas in i 2 typer, *känslig markanvändning* (KM) samt *mindre känslig markanvändning* (MKM). Typindelningen beskrivs nedan (Naturvårdsverket, 2009):

- Känslig markanvändning, KM – Markkvaliten begränsar inte markanvändningen. Människor i samtliga åldersgrupper vistas permanent och där grund och ytvatten skyddas.
- Mindre känslig markanvändning, MKM – Markkvaliten begränsar val av markanvändningen. Människor vistas deltid och vegetation samt djur kan tillfälligt vistas. Exempel på platser: industrier, kontor och vägar. Grund inom 200m och ytvatten skyddas.

**I Naturvårdsverkets metodik för beräkning av riktvärden påverkar typ av markanvändning riktvärden som sätts för skydd av markmiljön. Riktvärdena har av Naturvårdsverket analyserats och bestämts utifrån hur halterna påverkar människors hälsa vid exponering i olika omfattning. Utöver hälsorelaterade aspekter beaktas även markmiljön, grundvatten och ytvatten. Riktvärdesdata avseende 16PAH har hämtats från Naturvårdsverkets dokument Riktvärden för förorenad mark (2009) och återfinns i**

Tabell 1 nedan:



**Tabell 1: Riktvärden och begränsningsfaktorer för markanvändning (Kemakta Konsult AB, 2017)**

Ämne	KM*		MKM**	
	mg/kg TS	Begränsade faktorer	mg/kg TS	Begränsade faktorer
PAH-L	3	Markmiljö	15	Markmiljö
PAH-M	3,5	Hälsa ånga	20	Hälsa ånga
PAH-H	1	Hälsa intag växter	10	Markmiljö

\*KM = Känslig markmiljö

\*\*MKM = Mindre känslig markmiljö

Naturvårdsverkets riktvärden avser främst 16PAH i förorenad mark och är inte direkt kopplat till asfalt. Det finns en skillnad för PAH:er i asfalt där föreningarna är inkapslade i bitumen (Larsson, 2001).

### 2.3.3 Riktvärden för asfalt

Det har utifrån asfaltens förutsättningar och svårigheter med att tolka gällande regelverk tagits fram riktvärden för beläggningar innehållande stenkolstjära (Vägverket, 2004). Riktvärden baseras på forskning och undersökningar om miljö och arbetsmiljö för att kunna avgöra vid vilka halter 16PAH som återvinning ej är lämpligt (Vägverket, 2004). Dessa riktvärden har vidare eftertagits av många väghållare därbland kommuner runt om i landet. Vanligt förekommande riktvärden som väghållare förhåller sig till är uppdelade i tre nivåer avseende de totala 16PAH halterna, se Tabell 2 nedan:

**Tabell 2: Vanligt förekommande riktvärden med bedömning avseende olika PAH-halter**

Total PAH-halt (mg/kg TS*)	Bedömning
< 70	<i>Ej tjärasfalt, icke farligt avfall*</i>
70-300	<i>Tjärasfalt, icke farligt avfall*</i>
> 300	<i>Tjärasfalt, farligt avfall</i>

\*TS = torrsubstansprov

Till dessa riktvärden finns förslag för hur massorna ska hanteras och eventuellt återvinnas till nya asfaltslager. Nedan beskrivs hanteringssätt avseende 16PAH halter (Vägverket, 2004; Göteborg Stad, 2022):

- 16PAH <70 mg/kg – kan betraktas som fria från stenkolstjära och kan massorna kan återvinnas och användas fritt i samtliga lager.
- 16PAH 70–300 mg/kg – ska rapporteras till miljöförvaltningen och återvinningsmetoderna begränsas till kall- eller halvvarm återvinning. De återvunna asfaltmassorna i första hand användas inom projektet och i vägkonstruktionen användas som bär- eller obundet bärlager med en tät beläggning ovanpå.
- 16PAH >300 mg/kg – betraktas massan som farligt avfall. Det har vid halter 300–1000 mg/kg rekommenderats att mellanlagring bör ske tidsbegränsat med hänsyn till risk för lakvattenbildning. Återanvändning får inte ske inom markområden KM.

I en tidigare storstadsöverenskommelse 2004, mellan väghållarna och miljökontoren i Stockholm, Göteborg och Malmö bestämdes att gränsen för farligt avfall bör sättas till 1000 mg/kg (Göteborg Stad, 2022). Miljöförvaltningar i samråd med Naturvårdsverket har sedan valt att sänka gränsen för farligt avfall från 1000 mg/kg till 300 mg/kg. Denna överenskommelse har man därför valt att inte längre tillämpa och istället återgått till de tre ovannämnda klassificeringsnivåerna, se Tabell 2.

#### 2.3.4 Skillnad mellan PAH-föreningar i asfalt- och jordmassor

Riktvärden för mark grundar sig i förutsättningar som på motsvarande sätt inte kan överföras till asfaltmassor (Larsson, 2001). Detta eftersom 16PAH-föreningar i jordmassor har en tendens att förflyttas i större utsträckning till skillnad från 16PAH i asfalt, där föreningarna är inkapslade i bituminet (Larsson, 2001). Jämförelser mellan riktvärden för 16PAH i mark och bundet i asfaltmassor bör därför ske med försiktighet eftersom förutsättningarna skiljer sig åt.

#### 2.3.5 Sammanställning av gräns- och riktvärden

Vid bedömning och kvalificering av farligt avfall ska det i enlighet med miljöbalken och gällande EU-direktiv för klassificering av tjärasfalt tas hänsyn till ämnens toxicitet (Larsson, 2001). Gränsvärden och bedömningsmetoden ska därför i enlighet med miljöbalken alltid följas. De värden som gäller återfinns i avsnitt 2.2 *Gällande regelverk i Sverige*. För kommuner finns generella riktvärden som följs och där det i samråd med miljöförvaltningen ska bestämmas en godkänd nivå. Detta har efter samråd med Naturvårdsverket resulterat i riktvärden som återfinns i Tabell 2. Riktvärden kan överklagas vidare till Länsstyrelsen.

## 2.4 Klimat- och miljöpåverkan

### 2.4.1 Klimat- och miljömål

Sveriges miljö- och klimatmål är viktiga för att sträva mot en hållbar framtid både nationellt och internationellt. Målen är uppdelade i 16 miljö kvalitetsmål som miljöarbetet är tänkt att leda till (Sveriges Miljömål, 2021). Begränsad klimatpåverkan är ett av de 16 mål där syftet är att begränsa utsläpp av växthusgaser och därmed även en begränsad medeltemperaturökning globalt. Detta är ett globalt samarbete mellan länder där Sverige är med och skrivit under så kallade Parisavtalet för en begränsad medeltemperaturhöjning. Sverige har som mål att år 2045 inte ha nettoutsläpp av växthusgaser till atmosfären. Målet ska uppnås på ett säkert sätt utan negativ inverkan på bland annat biologisk mångfald och andra mål för hållbar utveckling (Naturvårdsverket, 2019). Koldioxidutsläpp är en sådan växthusgas som påverkar den globala uppvärmningen och ett mål avseende begränsad uppvärmning om 1,5 grader ger vidare ett begränsat utsläppsutrymme för koldioxid (Naturvårdsverket, 2019). Miljöarbetet måste utföras i ökad takt för att uppnå uppsatta mål fram till år 2030 (Sveriges Miljömål, 2021).

Kommuner har en viktig roll i miljö- och klimatarbetet där många arbetar med strategier för att främja den hållbara utvecklingen och bidrar till att uppnå regeringens mål (Sveriges Miljömål, 2021). Miljö- och klimatarbetet omfattar bland annat miljökrav vid upphandling, där det kan ställas krav på att entreprenören använder viss mängd biobränsle och att avfallshantering samt minskat utsläpp av växthusgaser fokuseras genom hållbara processer.

### 2.4.2 Hållbara anläggningsarbeten

För anläggningsarbeten är klimatpåverkan avseende 16PAH kopplat till transporter som bidrar till utsläpp av växthusgaser samt dess toxicitet. Toxiciteten begränsar återvinningsmöjligheterna med rikt- och gränsvärden (Vägverket, 2004) vilket ger upphov till ökat behov av bortforsling av förorenad jord- och bergmassor genom masstransporter (Lundberg, 2019). Masstransporterna utgjorde år 2019, 25% av den tunga trafiken i storstäderna och för att uppnå mål om minskad klimatutsläpp med 70% från inrikes transporter behövs en effektivisering och minskning av dessa.

Massbalans eftersträvas många gånger inom respektive projekt vilket kan ge upphov till ineffektiva processer. Förbättringspotential finns för samplanering inom anläggningsprojekt i större geografisk utsträckning. Genom samplanering kan man effektivisera massbalansen mellan fler projekt och över större geografiskt område och på så sätt minska antalet returtransporter som går

tomma från anläggningar och deponier (Lundberg, 2019). Detta kan i sin tur leda till stora koldioxidbesparingar vilket främjar klimatarbetet.

Det är förutom ovannämnd miljöbelastning, i form av masstransporter, även risk för en negativ påverkan på miljö och människors hälsa på grund av dess toxicitet. 16PAH är en miljörisk då det bland annat är giftigt för vattenlevande organismer (Jacobsson & Granvik, 2003). Det har länge arbetats med att kunna återvinna och återanvända asfaltmassor innehållande 16PAH utan risk för en negativ inverkan på omgivande miljö och hälsa. Exponering är som tidigare nämnt en faktor som legat till grund för rikt- och gränsvärden. Andra viktiga aspekter angående omgivande miljö är 16PAHs lakbarhet. Det har studerats i många fall där bland andra VTI, Vägverket, SGI med flera har studerat 16PAHs förutsättningar för utlakning i asfaltmassor (Lindahl & Ulmgren, 2003). I kommande avsnitt 2.4.3 *Lakteter av asfaltmassor* sammanställs flertalet lakteter och dess resultat.

#### 2.4.2.1 Lastbilstransporter

Detta avsnitt riktas mot tunga lastbilstransporter och dess påverkan på omgivande miljö. Tung lastbil definieras som fordon med en totalvikt >3,5ton och högsta tillåten hastighet 90km/h på motorvägar samt 80km/h på att överstiga vägar eller då lastbilen körs med släp (Transportstyrelsen, 2013). Det finns olika typer av lastbilar för anläggningsändamål och i Sverige används främst två typer av fordon (Svensson, Sandahl, & Andersson, 2005):

- Bakåttippande
- Bottentömmande med transportband

I Tabell 3 listas lastbilar med antal axel par och lastkapacitet.

**Tabell 3: Lastbilskapacitet för olika fordon (Svensson, Sandahl, & Andersson, 2005)**

Typ av fordon	Lastkapacitet [ton]
2-axlad	10
3-axlad	13
4-axlad	15
Semitrailer	28
3-4 axlad + släp	28-35

#### 2.4.2.2 Dieselfordon

I Sverige fanns det totalt 80 000 lastbilar i trafik 2014 och 98% av alla lastbilar drevs av diesel (Izzo & Myhr, 2015). Användningen av diesel som drivmedel kan bero på att motorerna är mer effektiva än bensindrivna motorer (Bergkvist, 2016). Högre effektivitet gör att motorerna förbränner mindre bränsle vilket i

sin tur bidrar till en minskad utsläppsmängd koldioxid (CO<sub>2</sub>). Viktigt att beakta att CO<sub>2</sub> inte är den enda emissionen, som lastbilarna genererar, utan även andra ämnen som exempelvis kvävedioxid och kolmonoxid ingår i lastbilstransporters utsläppsmängder (Izzo & Myhr, 2015). I kommande avsnitt beskrivs mängderna CO<sub>2</sub> som lastbilstransporter släpper ut.

### 2.4.2.3 Utsläppsmängder (CO<sub>2</sub>)

Mängden CO<sub>2</sub>-utsläpp som lastbilstransporter varierar beroende av lastbils typ och lastkapacitet (Trafikanalys, 2020). Detta eftersom en högre totalvikt kräver mer energi från motorerna som då släpper ut högre mängder.

Beräkning av utsläppsmängder kan vara svårt att uppskatta. Detta eftersom det råder stor variation är det mest lämpliga att använda specifik information om fordonstyper, drivmedel och lastgrad från just den transportkedjan där utsläpp ska beräknas (Trafikanalys, 2020). Det finns dock beräkning verktyg som *Nätverket för transporter och miljö (NTR)* tagit fram. I Tabell 4 visas resultat från olika fordonstyper med respektive utsläppsmängder (NTR, 2022). Utsläppsmängderna visas som totalt utsläpp CO<sub>2</sub> samt mängd CO<sub>2</sub>-ekvivalent och har beräknats för ett fast avstånd på 10 km. Den totala mängden CO<sub>2</sub> är den minsta utsläpps mängden som respektive fordonstyp genererar. Den lägsta utsläppsmängden genererar fordonstypen *Lastbil (14–20 ton)* med total CO<sub>2</sub>-utsläpp på >18,29kg samt CO<sub>2</sub>-ekvivalenter (CO<sub>2</sub>e) på 16,97 kg. se Tabell 4 nedan:

**Tabell 4: CO<sub>2</sub>-utsläpp avseende fordonstyp på transportavstånd 10km**

Fordonstyp	Lastgrad [ton]	Avstånd [km]	CO <sub>2</sub> totalt [kg]	CO <sub>2</sub> e [kg]
Lastbil (14–20 ton)	14	10	>18,29	16,97
Lastbil (14–20 ton)	15	10	>19,60	19,42
Lastbil + släp (28–34 ton)	28	10	>23,32	23,11
Lastbil + släp (28–34 ton)	35	10	>29,15	28,88

Datat från beräkningsverktyget i Tabell 4 ovan baseras på förutsättningar som drivmedel (Diesel B5), Euro-klass 4, väglutning (±2%) och en fordonsförbrukning på 0,217 liter/km.

### 2.4.3 Lakteter av asfaltmassor

Utlakning<sup>2</sup> av PAH från asfalt (schaktmassor) har testats på uppdrag av Statens Geotekniska Institut (SGI). Vid dessa tester har det analyserats huruvida schaktmassor har en tendens för utlakning och i vilken omfattning. Vid analys av testet har det visat sig att halterna är låga i jämförelse med riktvärdet för grundvatten vid bensinstationer (Larsson, 2001). För samtliga tester uppmättes halter under riktvärdet på 0,2 µg/l som återfinns i Naturvårdsverket rapport från 1998 (Naturvårdsverket, 1998). Utlakning från tjärasfalten i fast form, tyder inte på någon omvigningspåverkan utifrån fältstudier som utförts genom provtagning intill och under vägkonstruktionen (Vägverket, 2004). Studierna har ur miljösynpunkt inte resulterat i någon större omgivningspåverkan med halter som överskrider nivåer för miljö- och hälsofara (Lindahl & Ulmgren, 2003). Andra studier har resulterat i att summan (%) utlakade 16PAH för 5 olika materialtyper varit  $\leq 0,0013\%$  (Larsson, 2001).

Det finns lakningsstudier (kolonnlakning<sup>3</sup>) som utförts i laboratorium som tyder på att lakning från nykrossad tjärasfalt vars PAH-halt  $> 1000\text{ppm}$  visar på allvarliga miljökonsekvenser, där det vid lägre halter  $< 300\text{ppm}$  bedöms som ringa miljöpåverkan (Vägverket, 2004). Erhållna resultat från laboratoriestudier ska beaktas med försiktighet eftersom utlakade mängder resulterar i hög osäkerhet. Naturliga omständigheter som nederbörd, temperatur och naturlig nedbrytning är faktorer som kan påverka utlakade mängder och skilja sig åt från fältanalyser. Det har även visat sig att PAH som åldrats i mark har en lägre tendens för utlakning (Larsson, 2001).

#### 2.4.3.1 Utlakning avseende schaktmetod

De lakningstester som utförts av SGI ovan baseras på halter som lakas från krossat material. Vid större material kan man utgå från att utlakningen per kg material blir lägre eftersom "andelen fria ytor blir mindre i okrossad form" (Larsson, 2001).

#### 2.4.3.2 Sammanställning av lakteter

Utlakning av PAH från asfaltmassor i krossad form bedöms vara lågt utifrån de tester som utfördes av SGI. Det kan vidare konstateras att de utlakade cancerogena PAH-halterna har en tendens att lakas ut mer sett till procentuell andel av de totala, låga, utlakade halterna. Återvunnet beläggingsmaterial innehållande höga halter PAH som använts i bundet bärlager med tätt slitlager ovanpå och där det är begränsat för vatten att komma i kontakt med materialet bedöms ha ringa effekt på omgivande miljö (Larsson, 2001).

---

<sup>2</sup> Utlakning är en process då vatten som passerar ett material tar bort ämnen från materialet.

<sup>3</sup> Kolonnlakning eller kolonntest innebär att ett prov siktas och sedan studeras den tidsberoende utlakningen av ämnen (Larsson, 2001). Utlakning av PAH från vägbeläggningar kan studeras genom denna metod (ibid).

#### 2.4.4 Monetär värdering av klimat- och miljöpåverkan

Miljöpåverkan kan analyseras genom metoder som exempelvis livscykelanalyser och samhällsekonomiska analyser (Olsson, 2019). Dessa metoder kan vara komplexa innebär att flertalet faktorer från olika källor vägs in och analyseras. Detta kan innebära att de olika metoderna anpassas till en specifik grupp analytiker och siffrorna som resultatet landar i kan vara svårtolkat för andra. Denna problematik har gett upphov till att en standard för monetär värdering upprättats (ibid). Syftet standarden är att ge vägledning och för att analytiker och branscheexperter ska beräkna och redovisa analyser på liknande sätt. Resultatet kan genom denna standard därför vara mer mottagligt oberoende av vilken analytiker som utfört analysen och på så sätt kan det underlätta helhetsbilden över analysen och därefter kunna ta strategiska beslut.

Standarden för monetär värdering är global och går under namnet, ISO 14008. Det är Svenska institutet för standarder (SIS) som tagit fram denna globala standard (Olsson, 2019). Framtagandet av dessa standarder brukar utföras av International Organization for Standardization (ISO).

Det finns en svensk standard (SS-EN 14008:2020) som innehåller vägledning om hur monetär värdering kan analyseras och viktiga begrepp som är relevant för analyserna förklaras. Standarden inriktar sig på vägledning av värderingsmetoder och inte direkt mot kostnadsberäkningsmetoder. Standarden kan effektivisera och kvalitetssäkra verksamhetens analyser av monetär värdering av miljöpåverkan (SIS, 2020).

Miljöekonomi är brett med flera ingående faktorer några viktiga begrepp som är relevant för detta arbetes omfattning beskrivs nedan:

- Betalningsviljan
- Vilja att ta emot ersättning
- Monetärt värde
- Monetär värdering

Betalningsviljan kan definieras genom begreppet ”willingness to pay” (WTP) vilket avser den summa pengar som en individ är villig att betala eller ge upp för att värna om miljön genom miljöförbättring eller begränsad miljöpåverkan (SIS, 2020).

Viljan att ta emot ersättning kan på motsvarande sätt som betalningsviljan definieras genom begreppet "willingness to accept compensation" (WTA) vilket avser den minsta summan som en individ är villig att acceptera som kompensation för att avstå från en miljömässig vinst (SIS, 2020).

Det monetära värdet avser beloppet som representerar WTP eller WTA och uppskattningen av det monetära värdet kan för kostnadsnyttoanalyser med fördel representera medianen eller medelvärdet av WTP för en viss population. Den monetära värderingen syftar till penningvärdet av WTP eller WTA (SIS, 2020).



## 2.5 Arbetsmiljö

Hälsorisker som hantering av 16PAH i asfalt kan medföra, har studerats för att identifiera hur arbete som omfattar dessa beläggningar påverkar arbetarna. Beläggningsarbeten omfattar exempelvis fräs- och rivning samt återvinningsprocesser. Exponering i hög grad har visat sig kunna påverka människors hälsa negativt då de kan vara cancerframkallande och orsaka skada på levern och immunsystemet (Livsmedelsverket, 2021).

I Sverige har arbetsgivaren ansvar för att arbetat ska utföras utan risk för ohälsa eller olycksfall för arbetstagaren (Arbetsmiljöverket, 2020). Detta i enlighet med arbetsmiljölagen (AML).

Anläggningsarbete som omfattar hantering av 16PAH haltiga asfaltmassor har studerats för att identifiera risker som asfaltpersonal utsätts för vid återvinning, fräsning- och rivningsarbeten. I detta avsnitt kommer både svenska och internationella studiers resultat att sammanfattas.

I Sverige studerades asfaltspersonalens hälsa i jämförelse med övrig personal som inte varit i kontakt med 16PAH-haltiga asfaltmassor (referensgrupp). Studien som utförts avser svenska asfaltindustrins personal, där hälsoläget undersökts för personal verksamma mellan 1950–1990. Studien resulterade i att det inte förekommer någon ökad arbetsmiljörisk och därmed hälsorisk för asfaltspersonal vid hantering av asfalt innehållande PAH-halter mellan 100–600 mg/kg. Detta eftersom ingen ökad dödlighet eller försämrad hälsa har påvisats i jämförelse referensgruppen. I övrigt uppmärksammas i studien även att tjärasfalten, i högre halter, vid hantering och mellanlagring visat sig kunna bidra till huvudvärk, illamående och att lukten upplevs som obehaglig (Vägverket, 2004).

Internationella studier har påvisat att förhöjd påverkan och hälsorisk finns för asfaltspersonal i jämförelse med referensgrupper (Ghahri, et al., 2021). Det har dessutom i en annan studie konstaterat att exponering av PAH-partiklar ökar risk för genotoxiska effekter (Kargar-shouroki, et al., 2021) och bidrar till ökad dödlighet i form av lungsjudomar (Burstyn, et al., 2003). Gemensamt för de internationella studierna är att arbetsmiljön ska kontrolleras och intag av antioxidanter för asfaltsarbetarna rekommenderas.

## 2.6 Provtagningsstrategier och analys av provtagningar

En provtagning utförs på förbestämda provtagningspunkter vanligen med hjälp av en kärnborr (Kullander, 2011) som borrar upp en såkallad asfaltspuck (borrkärna) med önskat undersökningsdjup. Metoden för hur provtagningen utförs är detsamma för de flesta företagen runt om i Sverige. Borrprovtagningen utförs med lastbil utrustad med borrrustning alternativt med mindre borr. Borrkärnan brukar i de flesta fall vara 100-150 mm i diameter och ska tas genom samtliga beläggningsskikt (Vägverket, 2004). Det kan för djupare borrar och vid tjocka beläggningar användas borrar med upp till 350 mm i diameter (Rexhepi & Samuelsson, 2021).

### 2.6.1 När utförs provtagningar?

Där det finns misstanke om att 16PAH kan finnas ska det i regel alltid utföras provtagning för vidare analys av halterna. Provtagningen analyseras främst genom två metoder (Rexhepi & Samuelsson, 2021; Göteborg Stad, 2022):

- Laborationsanalys – en grundlig analys av 16PAH och där samtliga 16PAH-föreningar brukar redovisas. Dessutom brukar mängden cancerogena föreningar summeras. I vissa analyser redovisas även summerade mängder avseende molekylvikt utifrån de 3 undergrupperna: PAH-L, PAH-M samt PAH-H
- Fältanalys – i anslutning till att provkroppen tas fram kan man i fält använda en vit sprayfärg och UV-ljus för att direkt identifiera om det finns PAH-haltig asfalt. Sprayfärgen indikerar då det finns högre totala halter 16PAH, över 125–150 mg/kg (ppm).

Misstanken kan grunda sig i vägars historik av asfalterade ytor som lagts före år 1974. I dagsläget sker provtagning vid misstanke om 16PAH där antalet provtagningar som utförs varierar. Provtagningsfrekvensen varierar dels mellan olika kommuner, dels beroende på vad provtagningen tas ifrån. Några vanligt förekommande frekvenser listas nedan (Göteborg Stad, 2022; Malmö stad, 2018):

- Utförs provtagning genom borrkärnor tas minst två provtagningar per projekt, ett prov per 100 m eller 1500 m<sup>2</sup>. För uppbruten asfalt tas minst två samlingsprover per projekt och ett per 300 ton eller 150 m<sup>3</sup>.
- För provtagning från borrkärnor tas ett prov per 50 ton (100 ton för entreprenader) uppbruten asfalt och minst två borrkärnor per gata.

## 2.6.2 Provtagningsmetodiker

Metodiken för hur man utför provtagningen varierar beroende på vem som utför provtagningen. Detta utförs vanligen i 3 steg (Rexhepi & Samuelsson, 2021):

1. Analys/inventering av vägens historik avseende ålder och konstruktion.
2. Planering av provtagning och utförande av provtagning/upptag av borrhärdar som analyseras i fält genom enkel analysmetod ”spraytest”. Metoden beskrivs mer under avsnitt 2.6.4.1 Fältanalys.
3. Borrhärden skickas till laboratorium för en grundlig kemisk analys där mer precisa halter redovisas. I dessa analysresultatet redovisas ofta summerade 16PAH-halter utifrån molekylvikt och cancerogena-halter. I analysrapporten redovisas i vissa fall även samtliga 16 föreningars halter.

## 2.6.3 Provtagningsstrategi – val av plats

En provtagningsstrategi kan användas för att beskriva och strukturera hur en provtagning bör utföras och vilka mål samt syften som finns med provtagningen. Syftet kan variera och några kan vara att söka, avgränsa, karakterisera och kontrollera över given tid. Det finns olika metoder och strategier, gemensamt är att följande bör innefatta en provtagningsstrategi (SGF, 2022):

- Populationen (egenskapsområde eller liknande)
- Urvalsprincip och provtagningsmönster
- Typ av provuttag
- Provernas storlek
- Antal prover
- Provtagningsfrekvens (i de fall upprepade provtagningar behövs)
- Kontrollåtgärd

Provtagningsstrategin kan vidare delas in i tre olika angreppssätt beroende av projektets förutsättningar som förkunskapskrav, syfte, ekonomisk rimlighet och tillåten osäkerhet enligt följande (Norrman, et al., 2009):

- Sannolikhetsbaserat – möjliggör redovisning av provens osäkerhet och kan därför även bedömas om dess praktiska och ekonomiska rimlighet
- Bedömningsbaserat – efterliknar det sannolikhetsbaserade angreppssättet, dock riktas prov både mot förorenade och icke-förorenade massor
- Sökbaserat – det söks efter punkter där förorening med hög sannolikhet föreligger, detta genom att tillämpa förkunskaper om området.

I kommande avsnitt följer en beskrivning av det som i regel bör ingå i en provtagningsstrategi. Avslutningsvis sammanfattas provtagningsstrategierna.

### 2.6.3.1 Population

Populationen har som avsikt att representera en given mängd som exempelvis volym. Detta för att ett undersökningsområde ska kunna beskrivas statistiskt (SGF, 2022). Populationerna ska vidare representera en egen mängd och provtagningsmetod. Exempelvis representerar enskilda prover en viss provtagningsmetod/utrustning och prover som tagits med olika utrustning kan därför inte representera samma population (ibid). Populationerna kan sedan testas genom sannolikhetsbaserad och slumpmässig provtagning. Från testet kan sedan en skattning och dess osäkerhet beräknas statistiskt.

### 2.6.3.2 Urvalsprincip

Urvalsprincipen grundar sig i två angreppsmetoder: *Sannolikhetsbaserad och bedömningsbaserad*. Vilken metod som lämpar sig när kan vara beroende av provtagningens syfte. I Tabell 5 nedan sammanfattas lämpligheten för de olika angreppssätten för respektive syfte:

**Tabell 5: Angreppssätt och lämplighet för olika provtagningssyften (SGF, 2022a).**

<b>Provtagningsyfte</b>	<b>Sannolikhetsbaserad provtagning</b>	<b>Bedömningsbaserad provtagning</b>
Sökning	Lämplig dock ineffektiv	Lämplig
Avgränsning	Lämplig dock kostsam	Lämplig
Karakterisering	Lämplig	Mindre lämplig
Kontroll över tid	Lämplig	Mindre lämplig

*Sannolikhetsbaserat* angreppssätt kan även kallas för slumpmässig. Angreppssättet används främst för att analysera karaktär eller för kontroll över tid (SGF, 2022). Detta innebär att det bör finnas en sannolikhetsbaserad grund för att ett prov i en population ska bli valt. För detta angreppssätt behövs ingen förkunskapskrav då det i regel inte tas hänsyn till. Finns dock ett förkunskapskrav exempelvis genom vägars historik eller tidigare beläggningsliggare kan annan metod vara att föredra.

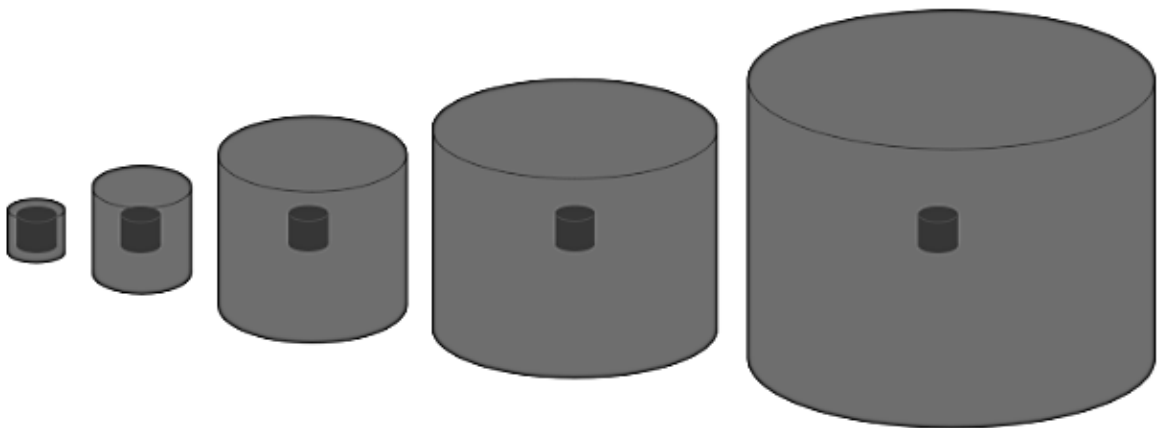
*Bedömningsbaserad* provtagning kan vara lämplig i en inledande föroreningsundersökning. Detta eftersom tidigare förkunskap kan användas för att bedöma lämpliga platser (SGF, 2022). Angreppssättet är mer lämplig för sökning och avgränsning av specifika områden eller populationer (ibid).

### 2.6.3.3 Typ av provuttag

Det finns olika tekniker för provuttag och tre vanliga principer är enskilda-, samling- och inkrementella provtagningar (SGF, 2022). Den förstnämnda är inte särskild effektiv då det visat sig att de inte ger representativa provtagningar för området (ibid). Teknikerna bygger på provtagning i stort antal och små mängder i jordmaterial samt förorenad mark. Detta kan även kallas för inkrement och tillsammans ska proverna vara representativt för en större volym. Sammanslagningen av flera prov (inkrement) ska kunna ge representativa halter för en större volym.

### 2.6.3.4 Provernas storlek

Provernas storlek kan representera en större volym än det faktiska provet, även kallat provets räckvidd. Statistiskt kallas detta för rumslig autokorrelation (SGF, 2022). Ett provs räckvidd varierar beroende av materialet och är större för gaser och vätskor än för fasta material som jord och asfalt, se Figur 2. Från vänster visas i Figur 2 olika räckvidder på prov för jord, sediment, porgas, grundvatten och ytvatten. De röda volymerna representerar en provkropp och det blåa provkroppens räckvidd.



Figur 2: Inre cylinder illustrerar provkroppen och omgivande cylinder provkroppens räckvidd, ej skalenlig

Provkroppars räckvidd kan vara av relevans för interpolering. Det kan utifrån kunskapen att porgas och grundvatten har en större räckvidd väljas att utföra provtagningsanalyser för flyktiga ämnen ur porgas i avseendet att analysera jordmassor och på så sätt kunna få en provanalys som representerar en större räckvidd (SGF, 2022). Provtagningens volym kan vidare vara relevant för att interpolera borrhovtagningar.

### 2.6.3.5 Antal prover

Antalet prover som behöver tas för att få en representativ provtagningsanalys över ett område kan främst av de platsspecifika förhållanden (SGF, 2022). Förhållanden som kan påverka bedömningen av en provtagning kan vara beroende av (SGI, 2019):

- Variabiliteten – spridningen (halter) avseende en population.
- Föreningensnivån – hur nära halten är begränsningsvärdet som provtagningsanalysen ska förhålla sig. Är halten nära begränsningshalterna krävs fler provtagningar för att erhålla en värdes halt med lägre osäkerhet.

Det är även viktigt att beakta konsekvenserna av en felaktig bedömning. Precis som för föreningensnivån där begränsningshalten ofta innebär att fler provtagningar behövs, kan konsekvensbedömningen ge upphov till att fler provtagningar bör tas. Hur många provtagningar som bör tas kan vidare påverkas av slumpeffekter eftersom det inte går med 100% säkerhet förutsäga en provtagningsanalys resultat (SGF, 2022).

Sammanfattningsvis går antalet provtagningar att bestämmas utifrån att det initialt bestäms *vilken osäkerhet och spridning* som kan anses som godkänd samt hur hög *sannolikhet för ett felaktigt beslut* som anses lämplig. Utifrån dessa kriterier går det att bestämma ett antal prover som behövs för ett specifikt undersökningsområde.

### 2.6.3.6 Provtagningskala

Provtagningskala är den volym som ett prov representerar och är beroende av provtagningsmetodiken samt provtagningsstrategin (Norrman, et al., 2009). Vidare kommer det att redogöras för det *sökbaserade angreppssättet* eftersom förkunskapen, vilket inom kommuner kan finnas genom historisk data, bör tillämpas. Det sannolikhetsbaserade angreppssättet kommer att beskrivas med syfte att utifrån givna diagram uppskatta hur många provtagningar som behövs inom en given osäkerhet. Angreppssätten som finns för att upprätta en provtagningsstrategi återfinns i avsnitt 2.6.3 *Provtagningsstrategi – val av plats*.

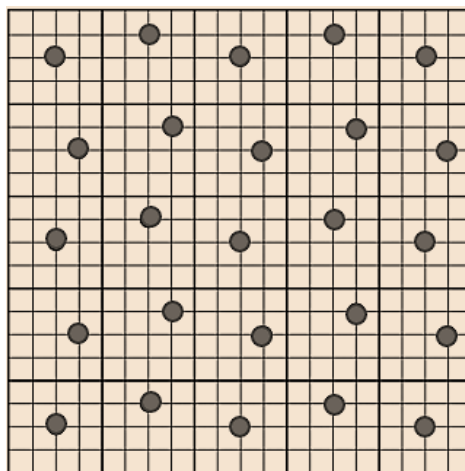
### Sökbaserat angreppssätt

Syftet med det sökbaserade angreppssättet är att lokalisera hotspots (Gilbert, 1987). Förkunskaper i kombination med provtagningsmönster kan användas för att söka efter områden med hög risk för föroreningar (hotspots) (Norrman, et al., 2009). Dessa mönster är främst systematiska och förkunskapen används för att kvantitativt kunna beräkna sannolikheten för att hitta dessa hotspots.

För att genom det sökbaserade angreppssättet finna dess hotspots ska följande väljas/definieras (Norrman, et al., 2009):

- Objektets form och storlek
- Modell och provtagningsmönster
- Önskat säkerhet på resultatet
- Antalet prov

Det första steget är att definiera objektets form och storlek, detta för att göra det möjligt att beräkna hur stor sannolikhet det är att hitta dessa hotspots (Norrman, et al., 2009). Det andra steget är att välja ett provtagningsmönster där det mest effektiva mönstret visat sig vara systematiska och ”fiskbensmönster” (Ferguson, 1992), se Figur 3. Punkterna i rutnätet representerar provtagningspunkterna som systematiskt valts ur utifrån ett fiskbensmönster.



Figur 3: Exempel på fiskbensmönster

Detta mönster är särskilt effektivt för provtagningar när det söks efter hotspots. Det tredje steget är att bestämma vilken säkerhet som man vill uppnå i sökningen efter hotspots. Här kan det väljas att antingen välja en sannolikhet att hitta eller missa en hotspots. Det går även att bestämma ett givet avstånd mellan punkter och exempelvis ett antal prover för att med hjälp av Gilberts metod (Gilbert, 1987) beräkna en sannolikhet att detektera en hotspot. Det fjärde och sista steget är att bestämma antalet provtagningar vilket kan utifrån information från tidigare steg beräknas med hjälp av Gilberts metod (Gilbert, 1987) eller genom programvara som exempelvis *Visual Sample Plan*.

### Sannolikhetsbaserat angreppssätt

Ett sannolikhetsbaserat angreppssätt utförs med följande ingående steg (Norrman, et al., 2009):

- Välj statistisk parameter
- Gör en uppskattning av variabiliteten
- Bestäm önskad säkerhet i resultat
- Välj provtagningsmönster
- Bestäm antalet prov

Syftet med denna metod är att utifrån en given osäkerhet/säkerhet kunna estimeras hur många provtagningar som krävs. Den statistiska parametern syftar till att bestämma en fast parameter som antalet prover ska grunda sig i. Det kan vara exempelvis medel eller maxvärdet och ska bestämmas utifrån provtagningens mål och syfte. Uppskattning av variabiliteten kan grunda sig i variationskoefficienten som på engelska benämns som coefficient of variation (CV) och kan definieras enligt nedan (Norrman, et al., 2009):

$$\frac{\text{standardavvikelsen}}{\text{medelvärdet}} = \frac{\sigma}{\bar{x}}$$

För att bestämma den önskade säkerheten i resultatet kan det utgå från två metoder: konfidensintervall eller hypotestestning. Önskad säkerhet kan erhållas utifrån följande ekvation:

$$d = \theta - \mu, \quad d = \text{önskad säkerhet}, \theta = \text{konfidensintervall}, \mu = \text{medelhalt}$$

Variabeln  $d$  kan även bestämmas till en given halt som provet får avvika med. Exempelvis 30 mg/kg kan innebära att provets medelhalt för 16PAH får öka med max 30 mg/kg. Detta rekommenderas dock inte för förorenad mark där halterna kan ha en stor variation och vara lognormalfördelade (Norrman, et al., 2009). I *Bilaga 3 – Beräkning av antal provtagningar* återfinns diagram samt härledning av ekvation för att beräkna antalet provtagningar som krävs för att erhålla en bestämd säkerhet på provtagningsanalysen.



## 2.6.4 Analyismetoder

Analyismetoder kan användas dels för att identifiera om det föreligger risk för 16PAH i asfalten, dels för att analysera vilka mängder 16PAH-halter som materialet innehåller. Vägens historik kan ge en första indikation om det finns 16PAH i marken. Är vägen byggd före år 1974 finns risk för tjärhaltiga beläggningar och därav högre halter 16PAH. Det kan även tas hjälp av gamla beläggningssluggare. När borrprovtagningen väl har påbörjats kan även lukt vara en indikator om det förekommer höga PAH-halter i asfalten eftersom tjärasfalten har en stark lukt. Lukttest kan utföras genom att värma upp en asfaltspuck till ca 60°C. Dock rekommenderas inte detta ur arbetsmiljösynpunkt, se avsnitt 2.5 *Arbetsmiljö*. Analys för att identifiera vilka halter 16PAH som materialet innehåller och för att kunna konstatera mängder samt få underlag för vidare bestämning av åtgärder analyseras främst genom två metoder enligt nedan (Vägverket, 2004):

- Fältanalys
- Laborationsanalys

Metoderna kan inte ersätta varandra däremot kan fältanalysen ge ett snabbt svar om det råder halter >70 mg/kg och på vilket ungefärligt djup de högre halterna befinner sig. Laborationsanalys ska i regel alltid utföras vid analys av PAH-halterna för vidare bedömning och bestämning av åtgärder. I kommande avsnitt beskrivs respektive metod.

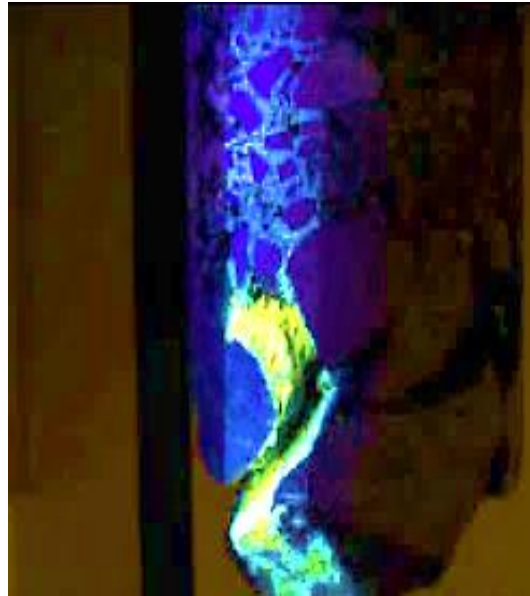
### 2.6.4.1 Fältanalys

En fältanalys startar efter att en asfaltspuck borrats upp. I anslutning till att provkroppen borrar upp i fält kan man med hjälp av en vit sprayfärg och UV-ljus direkt identifiera om det finns PAH-haltig asfalt (Vägverket, 2004). Sprayfärgen indikerar först vid PAH-halter omkring 125–150 mg/kg (ppm) (Göteborg Stad, 2022). Metoden är osäker för halter mindre än 100 mg/kg (Vägverket, 2004; Jacobsson & Granvik, 2003).

Spraytestet utförs direkt på asfaltspucken med en lösningsmedelsbaserad vit färg. Det sprayas ett streck från toppen till botten på samtliga asfaltslager, se Figur 4. Efter ca 30 sekunder kan asfaltspucken. Vid positivt resultat av 16PAH skiftar den vita sprayen till en gulare färgnyans (Vägverket, 2004). Resultatet från fältanalysen kan erhållas okulärt direkt, dock rekommenderas att provkroppen belyses med UV-lampa för att studera om sprayfärgen skiftar i färg, se Figur 5. Det blåa området i Figur 5 visar asfaltsmassa där 16PAH inte identifierats i fältanalysen och där sprayen fått en gulare nyans har 16PAH detekterats.



**Figur 4:** Fältanalys, vit spraytest på vänstra sidan av provkroppen (Sulejmani, 2022)



**Figur 5:** Fältanalys - Spraytest med UV-belysning (Vägverket, 2004)

UV-ljuset används med fördel i en mörk miljö för att underlätta analysen, dessutom ska gärna en fuktig yta undvikas eftersom det kan försvåra tolkningen av analysens resultat. Tidigare har även tjärpistol använts vid fältanalyser för att detektera tjärasfalt och höga halter 16PAH. Denna metod indikerar huruvida provkroppen innehåller 16PAH eller inte. Metoden har slutat att användas då

#### 2.6.4.2 Labbanalys

Labbanalys måste utföras för att kunna fastställa 16PAH-halter som finns i asfaltsprovkroppen (Vägverket, 2004) och analysen utförs på ett kemiskt analyslaboratorium. Innan en labbanalys påbörjas kan provet behöva behandlas, så att det kan analyseras. Detta kan göras genom provberedning vilket innebär att asfaltsprovet sönderdelas till en kornstorlek på max 20mm (Rexhepi & Samuelsson, 2021). Det finns olika metoder beroende på laboratorium för hur provberedningen utförs. Nedan beskrivs några metoder som är vanligt förekommande (Rexhepi & Samuelsson, 2021):

- Kryomalning användas som innebär att provet sönderdelas under mycket låga temperaturer med hjälp av kväve. Denna metod är vanlig för prover innehållande mycket tjära.
- Krossning med slägghammare
- Krossning med käftkross
- Lösningsmedel (metylenklorid) för upplösning av bindemedel. För denna metod analyseras endast bindemedlet

Gemensamt för metoderna är att någon form av sönderdelning utförs för att provet ska vara hanterbart för vidare analyser. Provberedning kan innefatta olika steg för siktning, homogenisering och eventuellt storleksreduktion vilket ofta är en förutsättning för att asfaltsprovkroppar ska kunna analyseras. Dock rekommenderas inte alltid provberedningen och samlingsprov av flyktiga ämnen som 16PAH ingår i. För asfalt rekommenderas en provberedning med kvarts som hjälpmedel vid krossning (Eurofins, 2022).

Det finns två analysmetoder som rekommenderas för bestämning av 16PAH-halter i asfalt, metoderna är frivilliga och det är beställaren som beslutar vilken metod som används (Rexhepi & Samuelsson, 2021). Analysresultatet redovisar halterna i mg/kg TS eller ppm. Metoderna utförs utifrån befintliga standarder och sammanfattas enligt nedan:

- Gaskromatografi masspektrometri (GC-MS) – För denna metod används standarden SS-ISO 18287:2008. Analysen utförs genom att asfaltprovet behandlas med lösningsmedel och sedan torkas för att kunna mätas i mg/kg TS. PAH-halterna detekteras sedan i GC-MS genom masspektrometri som är en teknik för att jonisera, separera och sedan dekaltera (de Hoffman & Strootbant, 2007). Analysresultatet erhålls sedan genom ett masspektrum där de olika molekylmassorna för respektive analyserat ämne
- Gaskromatografi flamjoniseringsdetektor (GC-FID) – Metoden är den mest använda av gaskromatografi (Eurolab, 2022) och innebär att gaser injiceras i en kammare och antänds. När väte och syre avskiljs genom förbränning skapas vidare en elektrisk ström. Gaskromatografen används sedan för analysera gasen och respektive ämneshalter kan erhållas.

Metodernas analysresultat kan ha en stor osäkerhet av 16PAH-halter som bedöms ha en osäkerhet på omkring 30% (Vägverket, 2004). Det finns metoder för att reducera osäkerheten, dock sker detta till en betydligt högre kostnad (Rexhepi & Samuelsson, 2021).

## 2.7 Avfallshantering

I Sverige alstrade byggsektorn den största andelen farligt avfall år 2006 och det genererades 460 000 ton PAH-asfalt, klassificerat som farligt avfall (Naturvårdsverket, 2008). År 2018 uppskattades byggsektorn skapa 35% av Sveriges totala avfall med en mängd på över 12 miljoner ton (Avfall Sverige, 2020).

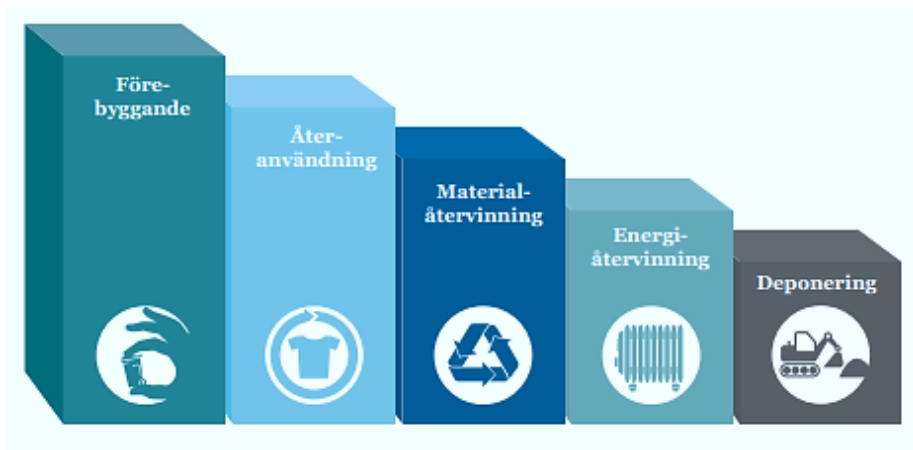
Asfaltsmassor innehållande stenkolstjära och då ofta höga halter 16PAH, klassas som farligt avfall tills motsatsen bevisats. Avfall uppstår först då ett material tas bort eller rivs upp och är således inte att betraktas som avfall så länge det ligger kvar. Definitionen av farligt avfall beskrivs i kapitel 15 §1 i miljöbalken (SFS 1998:808) enligt nedan:

*” 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 ” (miljöbalk, SFS 1998:808).*

Initialläget för hantering av avfall utgår i Sverige från avfallshierarkin (Naturvårdsverket, 2022a) vilket innebär att avfall ska förebyggas i första hand. Avfallshierarkin kan sammanfattas i fem steg enligt nedan:

1. Förebyggande
2. Förberedelse för återanvändning
3. Materialåtervinning
4. Annan återvinning, till exempel energiåtervinning
5. Bortskaffande

Detta innebär att avfall ska hanteras utefter respektive steg i avfallshierarkin i den mån det är möjligt. I Figur 6 illustreras avfallshierarkin i staplar som representerar de ovannämnda stegen.



Figur 6: Avfallstrappan i fem steg (Avfall Sverige, 2020).

Avfallshierarkin finns till för att förebygga avfall. Den minsta stapeln ”deponi” (längst till höger i Figur 6) är jämförbar med det steg 5 i avfallshierarkin.

Det finns vidare tre tillvägagångssätt för att hantera asfalt innehållande stenkolstjära, återvinning, deponi eller destruktion (Vägverket, 2004). I kommande avsnitt 2.8 *Hantering av kontaminerade massor* beskrivs respektive hanteringssätt.

## 2.8 Hantering av kontaminerade massor

Asfaltmassor kan i hög grad återvinnas med en återvinningsgrad upp till 100% (Jacobson & Bäckman, 2002; Lindahl & Ulmgren, 2003). Den största svårigheten med att återvinna asfaltmassor är förekomsten av föroreningar däribland beläggningar innehållande stenkolstjära och höga halter 16PAH. Hantering av kontaminerade massor styrs av gällande regelverk och riktlinjer, se avsnitt 2.2 *Gällande regelverk i Sverige* och 2.3 *Riktvärden*. Detta begränsar hantering, mellanlagring och återvinning av massorna. I kommande avsnitt redovisas lämpliga metoder för hantering av beläggningar innehållande höga halter 16PAH.

### 2.8.1 Fräsningsarbete

Fräsningsarbete omfattar i vanliga fall något form av avjämning av befintlig yta genom att ytan fräses upp och ny beläggning läggs ut. Det finns olika typer av fräsningsmetoder och de vanligaste beskrivs nedan (Bergkvist, 2016):

- Lådfräsning – denna typ av fräsning utförs då en del av vägkonstruktionen ska åtgärdas. Fräsningsdjupet kan variera mellan 20-60mm beroende på arbetets syfte, vilket lager och tjocklek som ska fräsas. Detta arbete kombineras ofta med utläggning och det fräses då upp och sedan läggs ny asfalt ut vilket kan innebära att vägen kan trafikeras kort därpå.
- Planfräsning – Detta utförs vanligen då ytan är ojämn eller behöver justeras. Justeringen kan utföras med syfte att förbättra tvärfallet och avrinning. Ofta används detta vid större projekt eller längre sträckor
- Anslutningsfräsning – används ofta för att skapa en trappövergång mot gränsande material.

## 2.8.2 Återvinning

Varje år (2001) återvinns ca 1–2 miljoner ton asfalt från gamla asfaltsbeläggningar (Jacobson & Bäckman, 2002). Återvinning av asfalt kan som tidigare nämnts återvinnas upp till 100%, detta gäller i sin tur inte asfaltmassor som är kontaminerade (Jepsson & Nyberg, 2017). För kontaminerade massor begränsas återvinningsmöjligheterna utifrån gällande regelverk. Asfaltmassor som rivs, grävs eller fräses upp kallas för returafalt. Från returafalten erhålls sedan asfaltsgranulat då returafalten krossats. Asfaltsgranulaten kan sedan användas som stenmaterial och med tillsats av nytt bindemedel erhålls slutligen återvunnen asfalt (Vägverket, 2004). Återvinning av asfalt sker antingen på plats eller vid verk. Det finns olika återvinningsmetoder däribland kall-, halvvarm och varm återvinning. Den sistnämnda anses inte vara lämplig för 16PAH-kontaminerad asfalt eftersom det vid stark upphettning ( $>180^{\circ}\text{C}$ ) kan farliga rökgaser bildas (ibid).

I de fall då returafalten inte återanvänds direkt kan mellanlagring vara aktuellt. Mellanlagringen omfattas ofta av anmälning- och tillståndsplikt i enlighet kapitel 29 i miljöprövningsförordningen (2013:251). I kommande avsnitt beskrivs de återvinningsmetoder som för 16PAH-kontaminerad asfalt anses som lämpliga

### 2.8.2.1 Kall återvinning

Kall återvinning innebär att asfaltsgranulatet inte värms upp. Bindemedlet består av en bitumenemulsion som tillsätts med en temperatur mellan  $50\text{--}70^{\circ}\text{C}$  (Westergren, 2004). Detta är en resurs- och kostnadseffektiv metod eftersom det inte krävs någon uppvärmning, verken är lätta att förflytta samt att det möjliggör upp till 100% returafalt. Tillsatserna i returafalten för kall återvinning består ofta av bitumenemulsion, asfaltsgranulat samt vatten. Vatten kan vid behov användas som mjukgörande eftersom det vid den kalla återvinningen ofta arbetas med en trög massa. Kall återvinningsmetod lämpar sig främst som slitlager, med undantag för lågtrafikerade vägar där det även kan användas som bundet bärlager (Ulmgren & Lundström, 2004). Denna metod är därför att rekommendera för projekt som är belägna långt ifrån ett eventuellt verk.

Bitumenemulsionen i denna metod inkapslar tjäran i beläggningen (Jacobson & Bäckman, 2002) och därav även 16PAH vilket är fördelaktigt ur lakningssynpunkt. Metoden är delvis beroende av vädret eftersom emulsionen snabbt torkar då det tillsatta vattnet dunstar och kan försvåra utläggning och packning av den nya återvunna asfalten (Jacobson & Bäckman, 2002; Westergren, 2004).

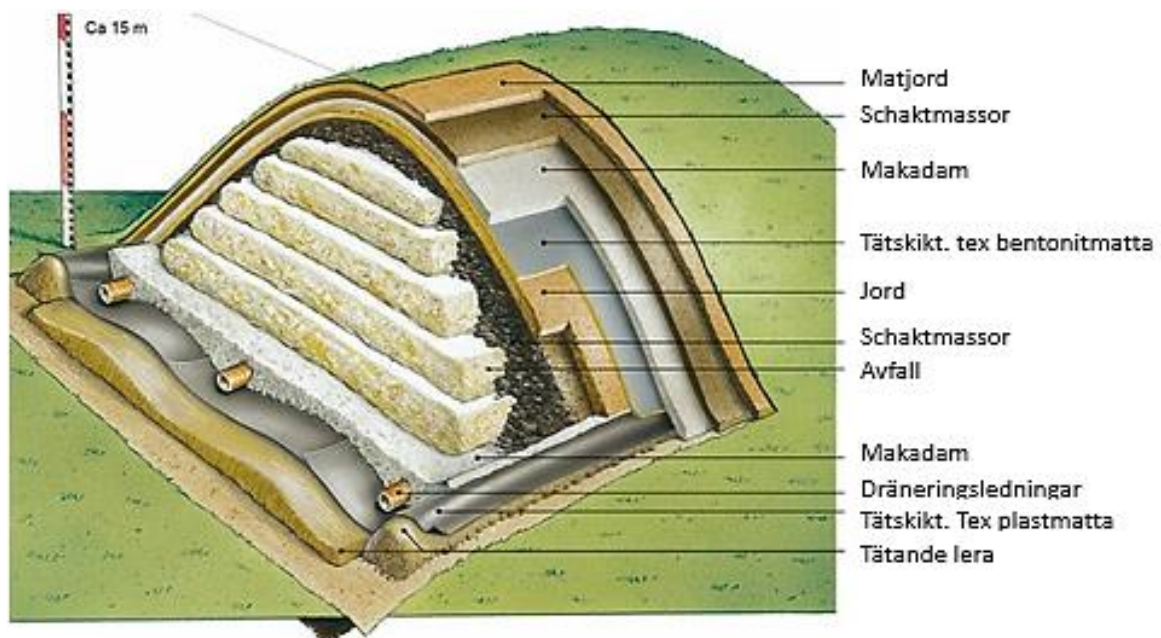
### 2.8.2.2 Halvvarm återvinning

Halvvarm återvinningsteknik omfattar vanligtvis att materialet värms upp till 50–80°C och sedan tillsätts det bitumen, asfaltsgranulat och vatten (Westergren, 2004). Det brukar även tillsättas 10–30% nytt stenmaterial. Denna metod lämpar sig för medeltrafikerade gator som slit och eventuellt bundet bärlager (Ulmgren & Lundström, 2004).

### 2.8.3 Deponi

Asfaltmassor räknas som lagras mer än tre år räknas som deponi (Vägverket, 2004). Farligt avfall, exempelvis tjärhaltiga asfaltmassor som ska deponeras transporteras till en avfallsanläggning som uppfyller kraven för mottagandet av sådant material.

Det finns skyldigheter som verksamhetsutövare har för att deponera avfall. Skyldigheterna återfinns i § 16 av Förordning om deponering av avfall (SFS 2001:512). Där beskrivs det att verksamhetsutövaren har ansvar att skaffa sig goda kunskaper om avfallets sammansättning, lakbarhet och effekter det kan medföra samt kontroller att avfallet får deponeras på deponin. Väl i deponin ska avfallet som ska lagras permanent kontrolleras och förslutas tätt, se Figur 7. Avfall som inte går att behandla deponeras för slutförvaring och täcks med jord, stenmaterial och tätskikt. Undertill ansluts dräneringsledningar för upptag av lakvatten samt ett tätskikt och tätande lera.



Figur 7: Typskiss över slutförvaring (SYSAV, 2022)

I Figur 7 visas att deponera avfall kan innebära stor markanvändning och utan någon större funktion vid slutförvaring.

Kostnader för att lämna in asfaltmassor på deponi eller mottagaranläggning är uppdelat beroende på kontamineringshalten. Fullständiga prislistan på asfaltmassorna brukar lämnas på begäran. Prislista för olika anläggningar redovisas under avsnitt 3.2.2 *Kostnader för deponi*.

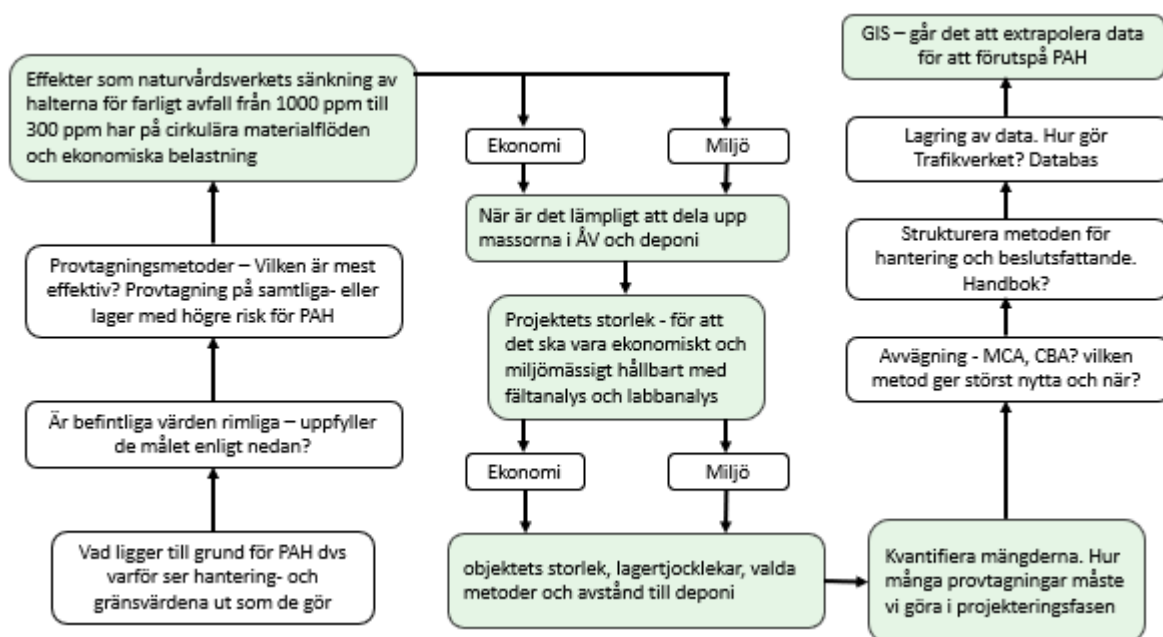
#### 2.8.4 Destruktion

Med destruktion menas att asfaltmassan behandlas genom att bindemedlet förbränns i förbränningsugnar med temperaturer omkring 700°C (Vägverket, 2004). Förbränningsprocessen utförs i två steg, först förgasas bindemedlet i asfaltmassan för att separera det från stenmaterialet och sedan förbränns bindemedlet. Rökgaserna som alstras förs till en torktrumma i asfaltverket och stenmaterialet förs vidare för återvinning (Jepsson & Nyberg, 2017; Vägverket, 2004). I Nederländerna har hanteringen av destruktion studerats avseende miljö- och kostnadsrelaterade effekter (Bolk & van der Zwan, 2001). Studien utgår från att en destruktionsanläggning kostar 15–20 miljoner kronor och har en kapacitet på ca 20 000 ton/år och kostnaderna redovisas för år 2001-valutakurs. Kostnader för destruktion uppgår till 40–50 euro/ton asfaltmassa innehållande tjära. Studien resulterade i att energiförbrukning och transportrelaterade utsläpp som destruktion alstrar, ansågs vara så pass hög att upprättning av destruktionsanläggningar för att möjliggöra hantering av den årliga mängden avfall (200 000–400 000 ton/år) inte ansågs hållbart. Slutsatsen i studien landade i att tjärhaltiga massor bör deponeras i väntan på ny forskning alternativt teknologi för att hantera massorna på ett mer hållbart sätt (Bolk & van der Zwan, 2001; Lindahl & Ulmgren, 2003).



### 3 Metod

Arbetsmetodiken bakom skrivandet har initialt inneburit att strukturera information utifrån frågeställningen i form av en tankekarta/processkarta, se Figur 8. **Fel! Hittar inte referenskälla.** I tankekartan struktureras den tidiga frågeställningen (grön färg) samt tankar och idéer baserat på relevant information som ska tas med (vita rutor).



Figur 8: Initial tankekarta/processkarta över arbetet. Gröna rutor markerar tilltänkta syften och frågeställningar och vita rutor markerar frågor och funderingar som uppkommit under diskussion med handledare

Tankekartan är en initialt tilltänkt struktur och har förändrats genom arbetets gång. Respektive ruta i Figur 8 innebär i sin tur en egen tankekarta för att strukturera upp respektive del. Det har vidare arbetats utifrån strukturen *synopsis*, som innebär att flera rubriknivåer läggs upp med en kort förklaring om vad som ska ingå, även kallad ingress. Denna metod har kombinerats med tankekartan genom att det för respektive rubrik upprättats en tankekarta innehållande relevant information som rubriken kan innehålla.

Kommande avsnitt är en konkretiserad fördjupning av metodiken som beskrivits i tidigare avsnitt *1.3 Metodik*. Här beskrivs generella metoder och metodrelaterade begrepp som arbetet grundats på. Studiens metod är av vetenskaplig karaktär och omfattar systematisering, kartläggning och inhämtning av kunskap samtidigt som den följer de krav som vanligtvis ställs för akademiska metoder. *Kontrollerbarhet, upprepningsbart och individoberoende* är 3 krav som i en vetenskaplig metod ofta anses vara allmänt

accepterade (Paulsson, 2020). Dessa krav är återkommande för respektive vald metod.

Metoderna har valts utifrån de resurser som inom ramen för studien varit tillgängliga och som ansetts vara mest effektiva. Resursbegränsningen avser främst tidsbegränsning, som för denna studie omfattar 15 arbetsveckor. Val av metoder har därför grundats i att på ett effektivt sätt använda de resurser som finns för att skapa så omfattande resultat och kunskapsbas som möjligt. Detta för att fullgöra studiens syfte.

Metodvalen har vidare format en strukturerad arbetsgång och har delats in i tre metodnivåer:

- Generella datainsamlingsmetoder
- Undersökningsmetoder
- Praktiskt tillvägagångsätt

De generella datainsamlingsmetoderna har anpassats till de tillgängliga resurserna och utnyttjats på ett så effektivt sätt som möjligt. Metoderna är resurseffektiva avseende kostnad och tid och omfattar litteraturstudie, intervjustudie och simulering. Respektive metod omfattar insamling av primär- samt sekundärdata. Data måste kvalitetsgranskas i minst tre avseenden, desinformation, politiskt syfte och underbyggnad (Paulsson, 2020) vilket har gjorts genomgående för respektive metodval.

### 3.1 Litteraturstudie

Litteraturstudien grundar sig i tidigare forskningsstudier, rapporter, uppsatser, förordningar och övrig dokumentation. Tillgång till materialet har erhållits främst genom internet och bibliotek. Stor del av sekundärdata som använts för vidare analys är även hämtade från litteraturstudien

Syftet med litteraturstudien är att lyfta och samla tidigare forskning, regelverk och metodik som finns inom berört ämne. Detta för att läsaren ska få en kunskapsbas och förståelse för ämnet, Hantering av 16PAH i asfalt. Källhanteringen kan vidare användas som vägledning och fördjupad kunskap inom respektive avsnitt som ingår i litteraturstudien.

Fördelen med denna metod är att den är resurseffektiv eftersom det under kort tid går att erhålla stor mängd dokumentation (Paulsson, 2020). Nackdelen med sekundärdata, som denna metod består av, är att dokumentationen, trots relevans för detta arbete, ofta har ett annat syfte.

Detta är något som har beaktats vid kvalitetsgranskning av insamlad data. För att undvika desinformation har källor granskats och kontrollerats mot flera andra källor inom samma område vilket leder till att de kan balanseras och därmed minska desinformationens inverkan (Paulsson, 2020). Det politiska syftet har främst kontrollerats genom samma granskningsmetod som för desinformation där informationen balanserats mot flertalet källor av olika intressen. Underbyggnad följer samma granskningsmetod som övriga. Sammanfattningsvis har granskningen bestått av en källkritisk inställning med stor variation av källor för att undvika desinformation, politisk syfte samt underbyggnad.

## 3.2 Intervjustudie

En intervjustudie utfördes med syftet att samla kunskap och förståelse om hur 16PAH i asfalt hanteras inom olika kommuner i dagsläget. Kunskapen avser främst att identifiera olika arbetsmetodikers för- och nackdelar samt vilka svårigheter som upplevs vid hanteringen. Metoden som valts är en semistrukturerad-, kvalitativ- intervjustudie och följer en utformad intervjuguide (intervjufrågor).

Kvalitativ metod har valts eftersom det erhålls kunskap om den intervjuade personens ståndpunkt och vad respondenten anser vara relevant och viktigt (Bryman, 2018). Metoden är en flexibel metod som kan ge upphov till att förändra intervjuens riktning beroende på svaren som intervjupersonen (respondenten) ger. Till skillnad från kvantitativa studier där frågorna är fast strukturerade med syfte att kunna bearbeta och analysera svaren snabbt, är den kvalitativa studien i detta fall fördelaktig för att skapa en öppen diskussion kring hanteringen och arbetsmetodiken avseende 16PAH.

Vidare har en semistrukturerad intervjustudie valts vilket innebär att frågorna delvis är förbestämda och delvis ställs i samma följd till samtliga personer (respondenter). Den semistrukturerade metoden valdes eftersom den är flexibel och upplevs som ett samtal snarare än ett förhör (Academic Work, 2022). Detta ger vidare möjlighet för respondenten att utforma svaren själv (Bryman, 2018) och följdfrågor kan även ställas för att utvidga kunskapen och förståelsen för ämnet vilket återkopplar till intervjustudiens syfte.

Nackdelen med denna intervjumetod är att den kan variera mycket mellan intervjuerna vilket kan försvåra jämförelsen mellan respondenternas svar. För att undvika detta har en intervjuguide (frågeställning) utformats för att säkerställa att samtliga intervjuer täcker förbestämd frågeställning vilket underlättar en vidare analys och jämförelse. Intervjustudiens frågeställning återfinns i *Bilaga 5 – Intervjuguide*.

### 3.2.1 Intervjustudie - kommuner

I intervjustudien har tjänstepersoner inom olika kommuner som arbetar med hantering av 16PAH intervjuats. Kommunerna har valts utifrån storlek och geografisk placering, se Tabell 6. Detta för att få ett brett och övergripande resultat. Storleken på kommunerna varierar från mindre, mellanstor till stor utifrån invånarantalet enligt nedan:

- Mindre – Invånarantal: <100 000
- Mellanstor – Invånarantal: 100 000 – 200 000
- Stor – Invånarantal: >300 000

Respondenterna som ingår i studien har olika yrkesroller. Fyra gatuingenjörer, en miljöhandläggare och en upphandlare har intervjuats. Samtliga respondenter har lämnat samtycke för att deras namn nämns i denna studie och deltagarna presenteras i Tabell 6 nedan (Malmö stad, 2021; Göteborg Stad, 2022; SCB, 2021):

**Tabell 6: Intervjustudiens deltagare**

Kommun	Storlek	Respondent	Yrkesroll	Arbetsbeskrivning
Malmö stad	351 749	Magnus Ahlcrona	Ingenjör	Exploatering – Projektledare, delprojektledare
Malmö stad	351 749	Christian Harderbladh	Ingenjör	Entreprenad upphandlare och beställarombud
Göteborg stad	587 549	Eva Mathsson	Miljöhandläggare	Detaljplanering, VA-arbeten, exploatering, underhåll- och driftåtgärder
Helsingborg kommun	150 109	Henrik Rosdahl	Gatuingenjör	Beläggningsprogrammet. Gatuförvaltare i norra Helsingborg
Stockholm stad	978 770	Fredrik Sundström	Gatuingenjör	Löpande underhåll, beläggningsarbeten.
Östersund kommun	64 324	Andreas Karlsson	Gatuingenjör	Ansvarig för all beläggning och gräv tillstånd inom kommunen

I Tabell 6 presenteras respondenterna som deltagit i intervjustudien. Fler deltagare finns inom Malmö stad, dock har respondenterna olika yrkesroller för att identifiera olika synsätt och ståndpunkter till frågeställningen. Den geografiska variationen sträcker sig från Östersund i norr till Malmö i söder. Samtliga intervjuer har utförts via Teams och spelats in med respondentens samtycke och med syfte att bearbetas och sammanställas i efterhand.

Initialt utformades en lista med ca 20 kommuner i olika storlekar och geografisk placering. Anledningar till att resterande kommuner inte intervjuades varierade mellan kommunerna och några vanligt förekommande orsaker var att: inte vilja medverka i intervju, 16PAH-kontaminerad asfalt inte hanteras inom kommuner eller att det inte fanns tid inom ramen för denna rapport. Vid förfrågningar uppmärksammades att kommuner med en befolkningsmängd <50 000 vid flera fall inte hanterade dessa frågor inom kommunen.

Respondenternas svar på intervjustudiens frågeställning sammanställs och diskuteras utifrån frågeställningen. Likheter och skillnader beskrivs och återkopplas till respektive kommun och yrkesroll för att undersöka om den geografiska planeringen, yrkesroll eller annan omständighet kan påverka hanteringen och arbetsmetodiken avseende 16PAH i asfalt. I avsnitt 4.1 *Intervjustudie – Kommuner* återfinns en sammanställning av intervjustudiens resultat.

### 3.2.2 Kostnader för deponi

Prislistor som olika anläggningar i Sverige har för att ta emot kontaminerade asfaltmassor återfinns i Tabell 7. Dessa prislistor lämnas ofta på begäran och har därför hämtats genom telefonsamtal alternativt mejlkontakt. Anläggningarna har olika kriterier och intervall. I Tabell 7 redovisas priserna utifrån flest intervall som en anläggning hade.

Tabell 7: Prislistor för flera anläggningar i Sverige, pris för att lämna in asfaltmassor

Prislista	PAH-halt [mg/kg] samt pris [kr/ton]				Referens	
	0–70	70–300	300–1000	>1000	Telefon	Mejl
Sysav Malmö	700	700	1325	1325	Mikael Quednau	-
NSR Helsingborg	70	350	750	1325	Peter Johansson	-
Renova Göteborg	<1000	<1000	>1000	>1000	-	Christoffer Askerlund
Ragnsells Stockholm	85	500	500	1300	Mats Nordin	-

Anläggningarna har olika intervall som respektive anläggnings prislista baseras på. Nedan beskrivs respektive anläggnings gränsvärdesintervall för farligt avfall (FA) samt icke farligt avfall (IFA):

- Sysav, Malmö – har två intervall över och under 300 mg/kg
- NSR, Helsingborg – följer intervallen som redovisas i Tabell 7.
- Ragn-Sells Högbytorp, Stockholm – har tre intervall
- Renova, Göteborg – Gränsen för FA grundar sig främst på PAH-H >100 mg/kg samt bens[a]pyren  $\geq$ 50 mg/kg. Priserna är något över 1000 kr/ton för FA och något under 1000 kr/ton för IFA.

### **3.3 Simulering – fiktiva testprojekt**

Simulering av fiktiva testprojekt har använts som metod för att utreda studiens mer konkreta syften. Genom att skapa konstgjorda kopior av verkliga projekt möjliggörs studering kring hur olika faktorer och variabler påverkar ett projekt. Fördelen med denna metod är att det under kontrollerade förutsättningar går att laborera med olika variabler och vidare studera dess effekter och resultat. Nackdelen med denna metod är dock att en avspeglning av verkligheten kräver många ingående variabler och vid avgränsning av dessa variabler kan de fiktiva projekten avvika för mycket från den tilltänkta studerade verkligheten. Detta kan i sin tur vara väldigt tidskrävande och i vissa fall även kostnadskrävande. Inom ramen för denna studies resurser har därför möjliga simulering genom databaserade verktyg skapats för att på ett tids- och kostnadseffektivt tillvägagångssätt kunna laborera med många komplexa variabler.

Databaserade verktyg har byggts upp i Excel för att kunna bearbeta och studera stor mängd data och flertalet variabler som exempelvis transportkostnader, klimatomkostnader, arbetskostnader och lagertjocklekar. Denna data omfattar bland annat provtagningsprotokoll för analys av 16PAH-halter och geografisk placering samt prissatta mängdförteckningar för kostnadsanalyser.

I kommande avsnitt redogörs för de olika metoderna där data bearbetats däribland beräkningsverktyget i Excel, kostnadsanalyser, monetär värdering av klimat- och miljöpåverkan samt metod för avvägning mellan åtgärdsalternativ.

### 3.3.1 Beräkningsverktyg i Excel

För att utreda när det är dels ekonomiskt, dels miljö- och klimatmässigt försvarbart att dela upp massorna i återvinning (ÅV) och deponi, eller då det är mer lönsamt att riva och transportera allt till deponi, har ett beräkningsverktyg i Excel byggts upp. De två åtgärdsvalen som jämförs beskrivs nedan:

- Deponi – avser att transportera all massa till deponi/mottagaranläggning
- ÅV/Deponi – Återvinning av PAH-fria massor samt deponera massor klassificerade som farligt avfall.

Simuleringen har utförts i det uppbyggda beräkningsverktyget där det vidare har skapats fiktiva projekt. Projektens förutsättningar och variabler har sedan ändrats för att se vilka faktorer som är bärande vid avvägning av åtgärdsval. Faktorer som har studerats är sådana som påverkar totala priset för respektive åtgärdsval och listas nedan:

- Projektets yta
- Lagertjocklekar
- Avstånd till deponi
- Transportrelaterade kostnader
- Fordonstyp (lastbil för transport av massor)
- WTP
- Klimatpåverkan (monetärt och utsläppsmängder)

Utöver de ovannämnda faktorerna har det även testats att förändra indata som använts för att studera hur indata påverkar resultatens utfall. Detta för att analysera hur känslig modellen är för förändring av indata. Indata har främst bestått av kostnader rörande: fräsningsarbete, rivningsarbete och transportkostnader. Denna data har sedan analyserats systematiskt för att kostnaderna dels ska spegla ett verkligt projekt, dels anpassas till att vara tillämpningsbara i beräkningsverktyget för vidare analyser. Kostnadsanalysens metod och arbetsgång beskrivs under avsnitt 3.3.2 Kostnadsanalys.

För att studera de miljömässiga aspekterna har det i beräkningen förutom WTP (se avsnitt 2.4.4 *Monetär värdering av klimat- och miljö*) även beräknats klimatkostnader utifrån utsläppsmängden (kg CO<sub>2</sub>) och kostnader för klimatkompensation som transportererna ger upphov till. Dessa miljömässiga faktorer har sedan värderats monetärt och belastar respektive åtgärdsalternativ utifrån masstransporternas omfattning.

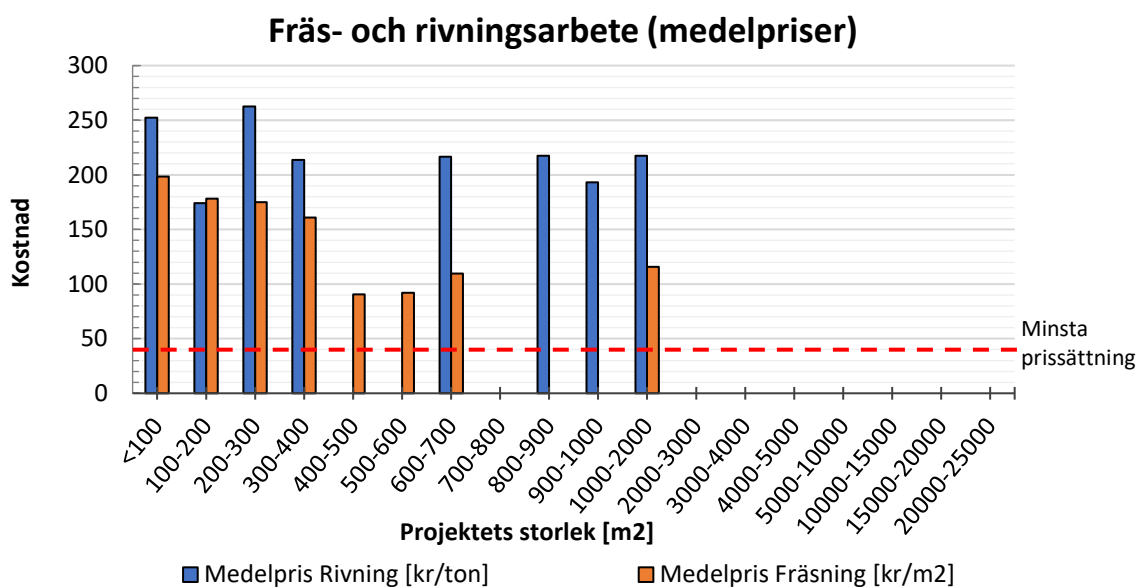


### 3.3.2 Kostnadsanalys

Metoden som använts för denna kostnadsanalys följer en logisk systematisk struktur och tillvägagångssättet samt metodiken som använts för att uppskatta kostnader som används för vidare analyser beskrivs i detta avsnitt.

#### 3.3.2.1 Arbetskostnader

Kostnader som berör arbetet för hantering av PAH-haltiga asfaltmassor baseras på 20st tillhandahållna mängdförteckningar från Malmö stad. Priserna som antogs vara relevant för hanteringen av 16PAH i asfalt var fräs- och rivningsarbetet. I Figur 9 visas hur aritmetisk medelvärde på fräs- och rivningskostnader varierar beroende på ett projekts storlek. Storleken benämns med enheterna [kr/m<sup>2</sup>] för fräsningsarbeten och [kr/ton] för rivningsarbeten. Samtliga priser är indexreglerade priser fram till år 2022 med ett index på 2%/år. Det redovisas även hur många (antal) priser som medelpriset är baserat på. Den röda streckade linjen placerad vid "40 kr" har markerats för att sortera bort priser under denna gräns. Detta eftersom de anses ha stor avvikelse och därmed anses orimliga i förhållande till arbetets omfattning. Nedan följer en analys av insamlad kostnadsunderlag för respektive arbete.



**Figur 9: Medelpriser för fräs- och rivningsarbete. Indexerat till 2022 år (2%/år). Observera olika enheter rivning = kr/ton samt fräsning = kr/m<sup>2</sup>. Röd-streckad linje vid 40 kr visar priser som sorterats bort (priser som understiger 40 kr).**

Flertalet av priserna baseras på ett få antal data vilket skapar stor osäkerhet avseende det aritmetiska medelvärdet (medelpriset). Fler antal priser resulterar i ett mer tillförlitligt medelvärde vilket saknas eller är få inom vissa projektsstorlekar. Nedan presenteras en tolkning av samband som upptäckts i Figur 9:

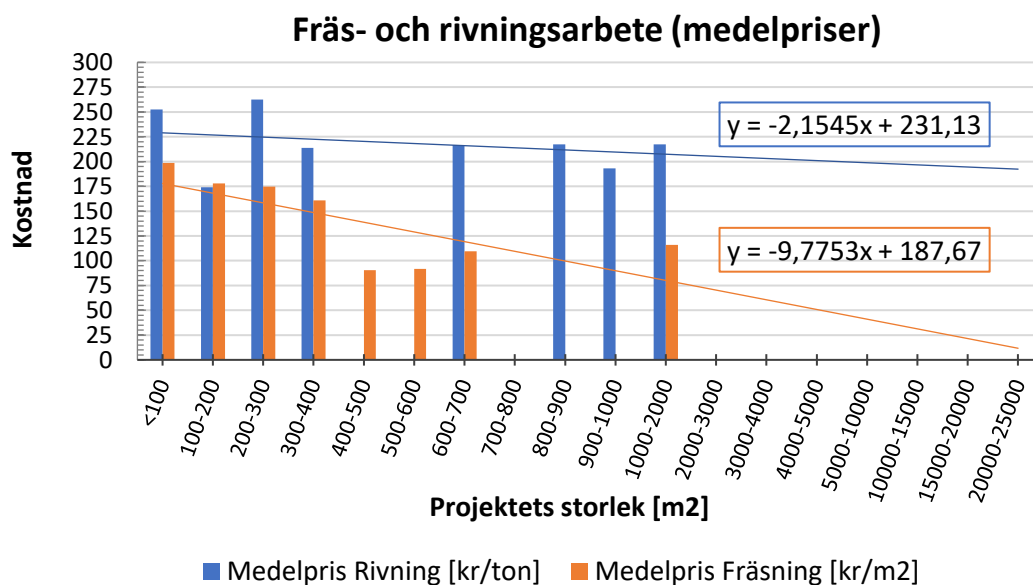
- Projekt >500 m<sup>2</sup> och >500 ton baseras på väldigt få antal priser vilket kan tyda på att det sällan utförs större projekt. Detta med undantag för projektstorlekar omkring 700 m<sup>2</sup> samt 2000 m<sup>2</sup> där antalet hämtade priser ökar något.
- Projekt större än 2000 m<sup>2</sup> saknas i hämtad data. Kan tyda på att det sällan utförs enstaka projekt större än 2000 m<sup>2</sup> inom kommunen

Vidare analys har utförts för att studera om priserna följs av ett samband beroende på storlek och pris. Detta för att kunna tillämpa en ekvation i beräkningsverktyget där kostnaden följer en given ekvation som speglar kostnadsutvecklingen. Det har testats både linjära, exponentiella och logaritmiska samband med trendlinje. Den linjära- och logaritmiska trendlinje återfinns i

Figur 10 och

Figur 11. Det linjära sambandet och de erhållna ekvationerna i

Figur 10 tyder på att fräsningsarbetet startar på en kostnad om 187 kr för små projekt och motsvarande för rivningsarbetet är 231 kr vidare minskar rivningskostnader linjärt med ~2 kr/100 m<sup>2</sup> och fräsningspriser med motsvarande ~10 kr/100 m<sup>2</sup>.



**Figur 10: Linjär trendlinje för fräs- och rivningskostnader, observera olika enheterna kr/ton för rivningskostnader samt kr/m<sup>2</sup>**

De linjära trendlinjerna i

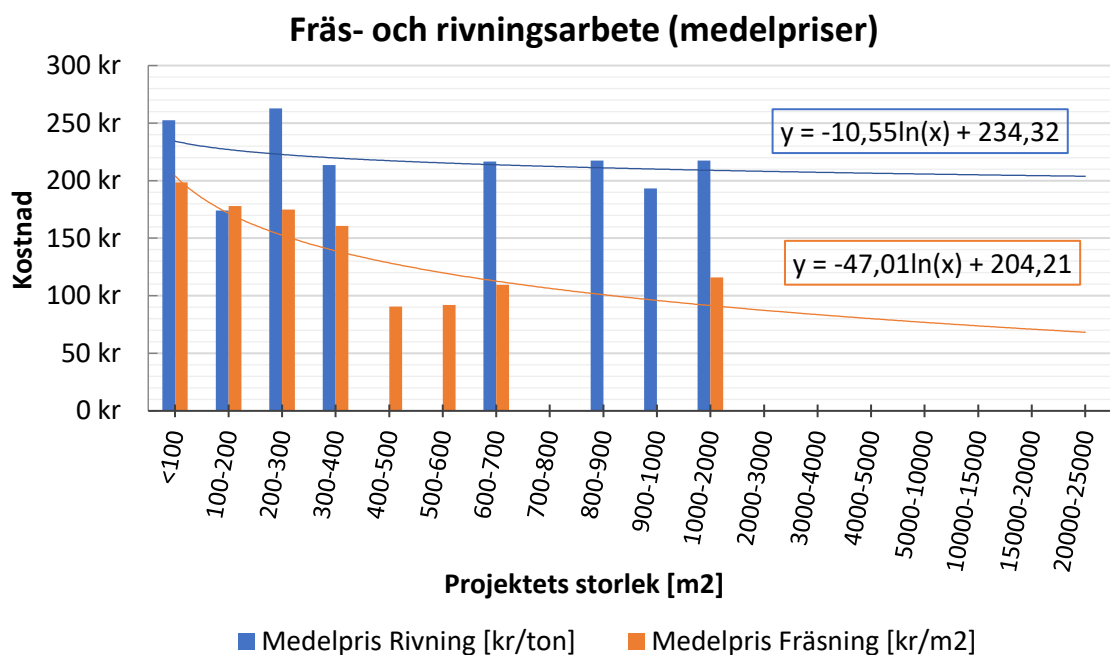
Figur 10 avviker från faktiska priser i de prissatta mängdförteckningarna. För projektstorlekar 100-500 m<sup>2</sup> har fräsningsarbetet ett medelvärde på 165 kr/m<sup>2</sup> och rivningsarbetet motsvarande 215 kr/m<sup>2</sup>. Utifrån den linjära trendlinjens ekvation antar priserna ett högre värde vilket vid avvägningar kan påverka resultatet som erhålls ur beräkningsverktyget i form av överestimerade priser. Dessutom kommer priserna vid stora projekt anta negativa värden vilket skulle

innebära att beställaren får betalt för att utföra arbetet vilket inte är rimligt. Detta samband bortses därför från.

Den logaritmiska skalan följde en mer rimlig trendlinje och prisutveckling inom ramen för de projektstorlekar som simuleringen avser, se

Figur 11. Den erhållna ekvationen anses vara rimliga och har jämförts mot mängder och priser i de prissatta mängdförteckningarna. Kostnaden har beräknats som ett medelvärde där de undre linjerna (svart- och röd färg) i Figur 9 anger antalet priser som medelvärdet baseras på. Priset för rivningsarbetet påverkas inte i större utsträckning av projektets storlek. För små projekt är kostnaden ~234 kr/ton och för större projekt är priset ~200 kr/ton. Ekvationerna som presenteras i

Figur 11 tyder vidare på att rivningsarbete för större projekt kostar omkring ~200 kr/ton och motsvarande ~80 kr/m<sup>2</sup> för fräsningsarbete. Kostnaden för fräsning avtar mer i förhållande till projektstorleken i jämförelse med rivningsarbetet. Priserna startar på ~205 kr/m<sup>2</sup> för mindre projekt och för större projekt ner mot 75 kr/m<sup>2</sup>.



Figur 11: Logaritmisk trendlinje för fräs- och rivningskostnader, observera olika enheterna kr/ton för rivningskostnader samt kr/m<sup>2</sup>

Det råder i vissa fall stor avvikelse från faktiska kostnader av både fräs- och rivningsarbete. Detta kan bero på många faktorer som arbetets komplexitet, omfattning och tillgänglighet avseende området. Ett samband mellan kostnad/m<sup>2</sup> och total projektstorlek saknas därför i viss utsträckning. Varken de linjära, exponentiella eller logaritmiska värdena anses spegla verkligheten fullt ut. Detta eftersom de vid stora projektstorlekar kan anta negativa värden. Vissa samband har dock identifierats och den logaritmiska trendlinjen anses vara det

som för denna simulering lämpar sig bäst. Kostnaderna som trendlinjens ekvationer anses vara tillräckligt acceptabla för att tillämpas i beräkningsverktyget och för att vidare kunna avväga och studera resultat och val av olika åtgärder.

### 3.3.2.2 Klimatkostnad

Den totala klimatkostnaden representerar en monetär värdering av miljö- och klimatpåverkan för respektive åtgärdsval. I klimatkostnaden ingår transportkostnader, klimatkompensationer och samhällskostnader. Dessa kostnader har använts för att inkludera miljö- och klimatmässiga faktorer i beräkningsverktyget. Klimatkostnaderna grundar sig i mängden CO<sub>2</sub>-utsläpp som respektive åtgärdsval innefattar, se Tabell 8. Val av kostnader motiveras enligt nedan:

- För lastbilstransporterna har en kostnad uppskattats till 7 kr/CO<sub>2</sub>/ton/mil utifrån avståndet till- och från deponi och asfaltverk. Denna kostnad har beräknats utifrån ett medelvärde som baserats på olika klimatkompensationskalkylatorer bland andra NTEX som beskrivs nedan.
- Klimatkompensation är en kostnad som innefattar finansiering av åtgärder som reducerar verksamhetens klimatpåverkande utsläpp (Ntex Inrikes AB, 2022). Detta kan exempelvis omfatta finansiering av X-antal trädplanteringar för att kompensera för mängden CO<sub>2</sub>-utsläpp som genererats. De genererade klimatutsläppen avser de utsläppsmängder som transporterna ger upphov till och har beräknats i ett beräkningsverktyg på NTEX inrikes AB hemsida. Kostnaden har använts för att uppskatta vad klimatkompensationen kostar per kg/CO<sub>2</sub>/ton/mil och resulterade i 4 kr/kgCO<sub>2</sub>/ton/mil.
- De samhällsrelaterade kostnaderna baseras på mängden kg/CO<sub>2</sub> som transporterna ger upphov till. Det finns olika tillvägagångssätt för att värdera samhällskostnader och kan variera från 6 öre till 11 kr/kg/CO<sub>2</sub> (Klackenberg, 2016). Här har ett medelvärde utifrån denna uppskattning används som referens i beräkningsverktyget, 5 kr/kg CO<sub>2</sub>

**Tabell 8: Kostnadsvariabler avseende klimatpåverkan. Samtliga kostnader baseras på drivmedlet diesel.**

<i>Variabler</i>	<i>Kostnad [kr]</i>	<i>Kommentar</i>
kg/kgCO <sub>2</sub> /ton/mil	7*	Lastbilstransporter
kr/kgCO <sub>2</sub> /ton/mil	4**	Klimatkompensering
Klimatkostnad/kg CO <sub>2</sub>	5***	Samhällskostnader

\* Uppskattat kostnad baserat på klimatkompensationskalkylatorer. Datakälla: (Ntex Inrikes AB, 2022)

\*\* Beräknad kostnad i klimatkompensationskalkylator. Datakälla: (Ntex Inrikes AB, 2022)

\*\*\* Kostnaden baseras på median utifrån samhällskostnadernas variation. Datakälla (Klackenberg, 2016)

Kostnaderna används främst för studera hur klimatkostnader kan påverka åtgärdsvalen och möjliggöra plotning av klimatkostnader i relation till de totala kostnaderna. Klimatkostnaderna har beräknats utifrån klimatkompensationer och samhällskostnader för klimatutsläpp (CO<sub>2</sub>).

### 3.3.3 Simuleringsanalys – Monte Carlo

Beräkningar och avvägningar som beräkningsverktyget ska resultera i är beroende av flera komplexa faktorer som transportkostnader, massavolymer, klimatkostnader et cetera. Det finns många utfall beroende av indata (faktorer) som väljs att utgå från vid beräkningarna. Eftersom asfalt inte är ett helt homogent material och tjocklekar kan variera mellan olika projekt har ett simuleringsverktyg tillämpats i beräkningsverktyget. Simuleringsverktyget är till för att studera många olika utfall (resultat) som erhålls genom att simulera ett stort antal slumpmässiga indata för dessa faktorer inom ett givet intervall. Simuleringen grundar sig i en statistisk metodik kallad för Monte Carlo metoden.

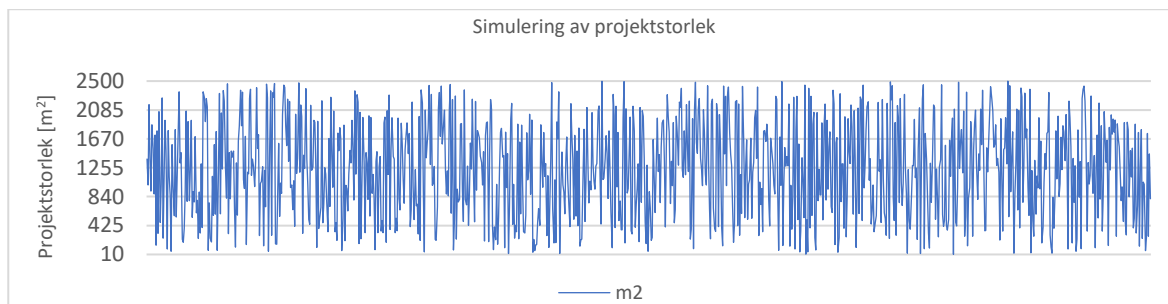
Monte Carlo metoden, även kallad för Monte Carlo-simulering, uppfanns då atombomben utvecklades (Kalos & Whitlock, 2008) under andra världskriget av John von Neumann och Stanislaw Ulam (IBM Cloud Education, 2020). Metoden brukar definieras som en matematisk teknik för att genom slumpmässiga tal kunna lösa ett problem (James, 1980; Kalos & Whitlock, 2008). Detta innebär att slumpvisa tal i ett givet intervall kan studera ett resultat (utfall) inom en viss sannolikhet (Metropolis & Ulam, 1949). Förenklat kan metoden användas för att simulera ett stort antal utfall genom att slumpvis förändra faktorer inom ett bestämt intervall.

Resultatet som erhålls från beräkningsverktyget är ett av två åtgärdsalternativ, ÅV/Deponi eller Deponi. Detta innebär att det utifrån Monte Carlo-simuleringen går att avläsa hur stor sannolikheten är för respektive åtgärdsval. Från simuleringen går det även att studera korrelationen mellan de olika faktorerna för den givna åtgärden, utföra känslighetsanalyser med mera.

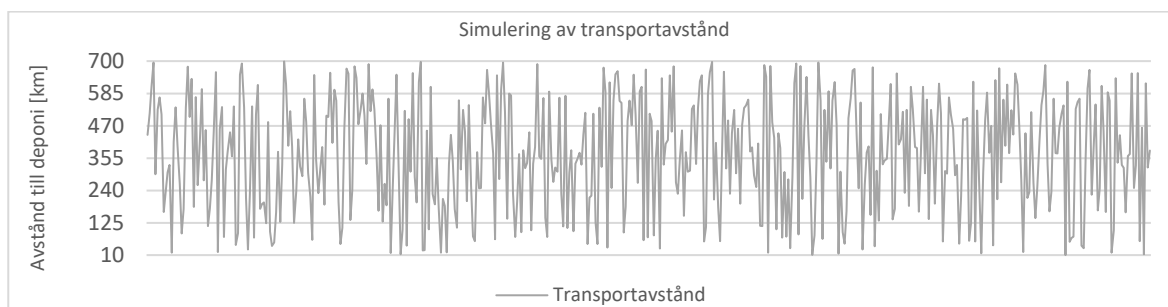
För detta arbete begränsas antalet simuleringar mellan 500–1000 med hänsyn till de resurser som finns tillgängliga vilket i detta fall utgör datorkapaciteten. Det simuleras slumpvisa tal (indata), för faktorer i intervall enligt nedan:

- Projektets yta – Simuleras i ett intervall avseende fiktiva projektstorlekar
- Lagertjocklek (PAH-fri) – Simuleras i intervallet 30-250mm
- Lagertjocklek (PAH >300ppm) – Simuleras i intervallet 40-250mm
- Avstånd till deponi – Simuleras i intervallet 10-700km

Simuleringarna kan utföras genom att slumpa samtliga faktorer eller genom att låta en faktor variera medan resterande hålls konstanta. I Figur 12 – Figur 15 på sida 51, plottas simuleringarna för att illustrera hur det ser ut för en specifik faktor medan resterande hålls konstanta.



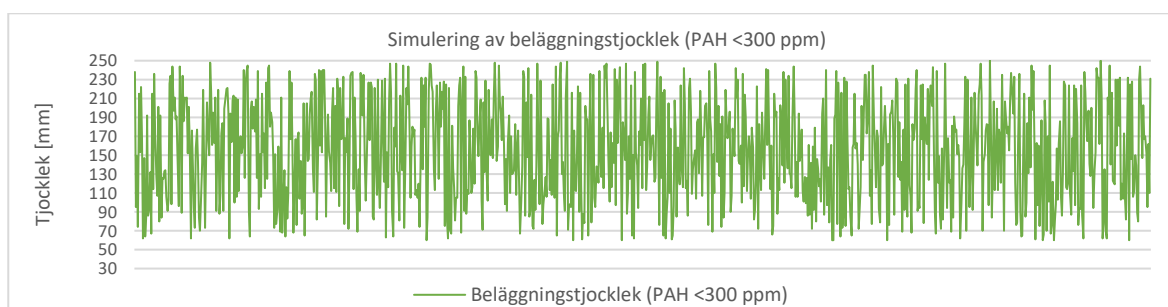
**Figur 12: Simulering av projektstorlek, Åtgärdsvalsfordelning: 0% ÅV, 100% Deponi.**  
*Indata: Transportavstånd 20 km, Tjocklekar 98 mm PAH >300 ppm & 3 0mm PAH <7 ppm*



**Figur 13: Simulering av transportavstånd, Åtgärdsvalsfordelning: 60% ÅV, 40% Deponi.**  
*Indata: Projektstorlek 500 m², Tjocklekar 98 mm PAH >30 ppm & 30 mm PAH <70 ppm*



**Figur 14: Simulering av tjocklek (PAH <70 ppm), Åtgärdsvalsfordelning: 19% ÅV, 81% Deponi.**  
*Indata: Projektstorlek 500 m², Transportavstånd 20 km, Tjocklek (PAH >300 ppm) 98 mm*



**Figur 15: Simulering av tjocklek (PAH <70 ppm), Åtgärdsvalsfordelning: 19% ÅV, 81% Deponi.**  
*Indata: Projektstorlek 500 m², Transportavstånd 20 km, Tjocklek (PAH <70 ppm)*

### 3.3.4 Beräkningsverktygets utdata

I detta avsnitt redogörs för metoderna som använts för vidare tolkning av den utdata som erhålls av beräkningsverktyget. Utdata består alltid av ett erhållet åtgärdsval som ekonomiskt är mest lönsamt. Utifrån det erhållna resultatet kan vidare faktorer studeras för att avgöra om det ur ett helhetsperspektiv uppfyller de målsättningar som finns inom ramen av projektet. Nedan redovisas utdata som erhålls i beräkningsverktyget med beskrivning av hur det kan tolkas.

I detta exempel beskrivs metodiken för tolkning av utdata för ett exempel projekt. I beräkningsverktyget bestäms först den indata som ska användas för beräkningarna, indata består av exempelvis projektstorlek, typ av gata tjocklekar och index år, se Tabell 9. De gröna rutorna är till för att fylla i valfritt värde och i orangea rutorna presenteras enklare beräkningar som exempelvis massan som beräknats utifrån inmatade tjocklekar. I beräkningsverktyget finns för typ av gata, fordonstyp och WTP förbestämda val att välja mellan. Nedan visas även för lagertjocklekarna texten ”simulera x1000” vilket betyder att den parametern ska simuleras 1000 gånger för ett givet intervall.

Tabell 9: Indata för exempel projekt

Indata	Enhet	Mängd
Projektets storlek	m <sup>2</sup>	10
Massa	ton	6,816
Volym	m <sup>3</sup>	2,84
Typ av gata		<b>Huvudgata</b>
PAH fritt djup	mm	Simulera x1000
Tjocklek PAH (>300 ppm)	mm	Simulera x1000
Total tjocklek	mm	Simulera x1000
Avstånd till Deponi	km	20
Avstånd till asfaltverk	km	20
Fordonstyp lastare	ton	<b>4 axlad+släp</b>
Lastkapacitet	ton	35
Indexreglering	%/år	2%
Indexreglerat år till	år	2022
WTP*	% eller SEK	0%

\*WTP = Betalningsvilja, variabel för att värdera och vikta klimatpåverkan monetärt

Valbara parametrar har valts som del av denna metod för att studera sannolikheten av ett visst åtgärdsval. Gatutyperna har valts utefter klassificeringen som Malmö stad utgår ifrån. Fordonstyperna har valts utifrån de vanliga fordonstyperna med tillhörande lastkapacitet i Sverige, se avsnitt 2.4.2.1 *Lastbilstransporter* för mer information om lastbilstransporter.

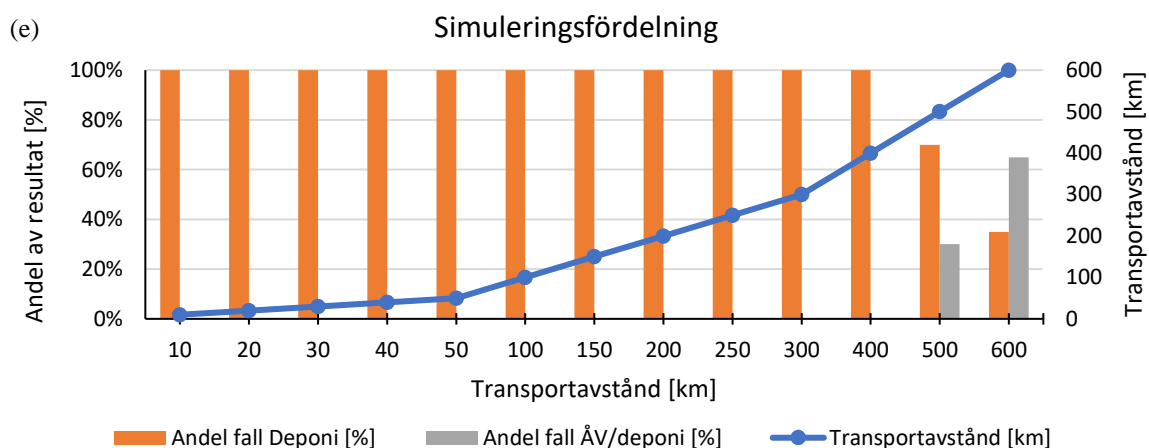
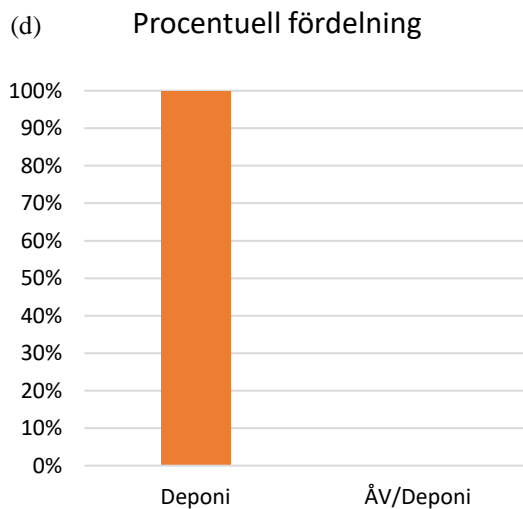
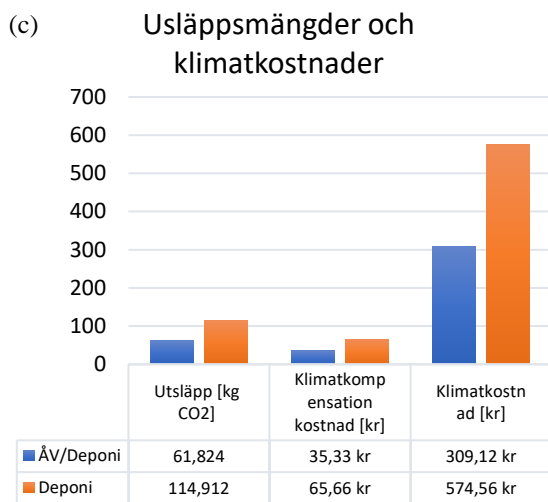
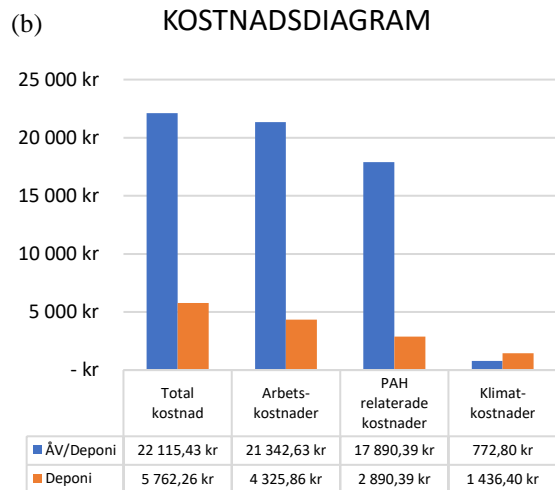
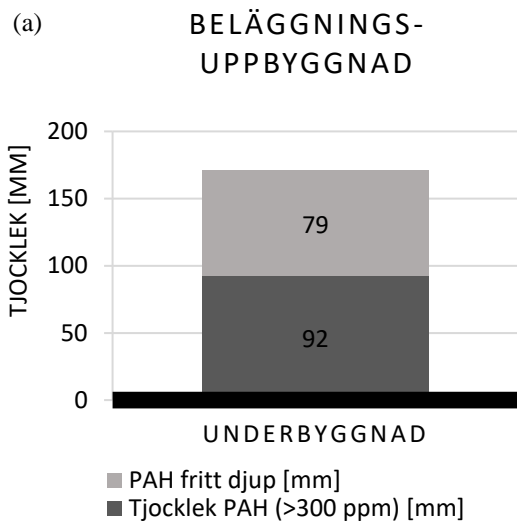


Exempelprojektet med indata som presenterades i Tabell 9 resulterade i att ”Deponi” bedöms vara den mest lönsamma åtgärden, se Tabell 10. I tabellen redovisas mängden avfall som transporteras till deponi samt en total kostnad för rivningsarbetet, transportkostnader, klimatkostnader och deponiavgiften (tippavgift).

**Tabell 10: Resultat av en av de 1000 simuleringarna**

Välj åtgärd	Mängd avfall [ton]	Kostnad [SEK]
Deponi	4,104	4 794,89 kr

Detta resultat baseras på den 1000:e simuleringen och motsvarar därför endast resultat av enbart en kombination av lagertjocklekar utifrån de givna förutsättningarna (indatat i Tabell 9). Utöver de totala kostnaderna och åtgärdsval plottas även flera diagram för att möjliggöra analys av kostnader som den totala kostnaden grundas på, se Figur 16. Resultatet som erhålls innefattar lagertjocklek, total kostnad, utsläppsmängder och en procentuell fördelning mellan respektive åtgärdsval. Lagertjockleken för den 1000:e simuleringen illustreras i **Fel! Hittar inte referensälla.**, beläggningstjocklek med PAH-halter <70ppm är 79mm och motsvarande för beläggning med PAH-halter >300ppm är 92mm. Kostnaderna som ingår i kostnadsdiagrammet (se **Fel! Hittar inte referensälla.**) är de *totala kostnaderna*, *Arbetskostnader* som innefattar fräs- och rivningskostnader samt transportkostnader, *PAH-relaterade kostnader* där deponiavgifter, masstransportkostnader och provtagningskostnader ingår samt *klimatkostnader* där klimatkompensering, samhällskostnad och utsläppsmängderna ingår. Utsläppsmängder och klimatkostnader redovisas separat i **Fel! Hittar inte referensälla.** för att illustrera mängden kg CO<sub>2</sub> som respektive åtgärdsval genererar. Dessutom redovisas kostnaderna som ingår i de totala klimatkostnaderna som redovisas i **Fel! Hittar inte referensälla.** Den procentuella fördelningen redovisar hur stor andel av de 1000-simuleringarna som resulterade i respektive åtgärdsval, vilket i detta fall är Deponi-åtgärden. Detta resultat kan även tolkas som att det är 100% sannolikhet för att deponi-åtgärden, utifrån dessa förutsättningar, är den ekonomiskt mest lönsamma åtgärden. I Figur 16 plottas även transportavståndets betydelse för resultatet och detta kan användas för vidare analyser.



**Figur 16: Exempelprojektets resultat av den 1000:e simuleringen. (a) – Beläggningsuppbyggnad av den 1000:e simuleringen. (b) – Kostnadsdiagram för respektive åtgärdsval. (c) Utsläppsmängder och klimatkostnader. (d) procentuell fördelning mellan åtgärdsvalen, deponi var i samtliga lagertjockleksskombinationer mer lönsam (100%). (e) Simulering av transportavstånd, en fortsättningsanalys av erhållet resultat**

När resultatet som presenterats i respektive diagram (a) – (d) i Figur 16 har erhållits kan det utföras en fortsättningsanalys, se diagram (e). I detta fall utfördes en ytterligare simulering för parametern transportavstånd (Figur 16), detta för att studera hur resultatet förändras beroende på transportavstånd i intervallet 10–600 km. I Figur 16 redovisas detta resultat. Upp till 400 km till närmsta deponi resulterar i 100% av fallen att åtgärden ”Deponi” är mest lönsam. Därefter börjar åtgärden (ÅV/Deponi) att bli mer lönsam för vissa lagertjocklekar och vid 500 km var fördelning 70/30 till fördel för *Deponi-åtgärden*. Motsvarande siffror för transportavståndet 600 km blev 65% deponi samt 35% ÅV/Deponi.

Resultatet som erhöles kan fortsättas att analyseras genom att utföra flera simuleringar av andra parametrar och studera vilka parametrar som påverkar resultatet mest. Detta går exempelvis att göra genom att studera korrelationen mellan olika variabler.

Viktigt att beakta är att metoden inte enbart grundar sig i utdatat (resultatet) som erhålls från beräkningsverktygets åtgärdsval utan fler aspekter och kostnader som finns i programmet bör analyseras. Det har exempelvis i detta exempelprojekt inte valts att studera WTP. Detta är miljömässiga aspekter som bör beaktas i projekt med tanke på nationella miljömål, se avsnitt 2.4.1 *Klimat- och miljömål*.

I Figur 16 (c) redovisas utsläppsmängder och klimatkostnader. Åtgärdsvalet som redovisas som mest lönsamt är främst Deponi-åtgärden eftersom det rent ekonomiskt är mer lönsamt. Beaktas endast den ekonomiska lönsamheten är resultatet givet, dock är utsläppsmängderna och klimatkostnaderna i samtliga fall högre för deponi-åtgärden.

### 3.3.5 Metodsammanfattning för beräkningsverktyget

I exempel projektet beskrivs metoden och tolkning av data som erhålls från beräkningsverktyget. Denna metod kommer att tillämpas för 4 fiktiva testprojekt och dess resultat redovisas i kommande avsnitt 4.4 *Åtgärdsval för fyra testprojekt*.

### 3.4 Interpolering av provtagningsdata

Det har laborerats med provtagningsdata som erhållits efter att provtagning och laborationsanalys har utförts. Detta har utförts med syftet att studera om det finns möjlighet att interpolera redan utförda provtagningar för att estimerar 16PAH halter på närliggande områden/beläggningar. Metoden som använts för interpolering av provtagningsdata baseras på ”närmsta-granne” algoritmen. Detta är en algoritm som klassificerar en punkt utifrån avstånd och i detta fall en provtagningspunkts 16PAH-halt. På så sätt kan det genom interpolering uppskattas halter på platser där provtagningsdata saknas.

Interpoleringen har utförts i programvaran QGIS version 3.14, där interpoleringsverktyg finns tillgängligt. Laborationen har utförts i följande steg:

- 1) Provtagningsdata inventeras och samlas i en gemensam databas vilket i detta fall har inventerats och samlats i en Excel-fil.
- 2) Filen har sedan konverterades till kommaseparerad fil (.csv) för att det ska vara kompatibelt med QGIS.
- 3) Väl inne i QGIS har interpoleringsverktyget ”IDW-interpolation” använts för att skapa ett raster av interpolerade områden. IDW står för ”inverse distance” vilket innebär att interpoleringen beräknas utifrån kända värden (vilket i detta fall är provtagningsdata)
- 4) I interpoleringsverktyget körs sedan baserat på provtagningsdata och halter där programmet beräknar områden där provtagningsdata saknas genom ”närmsta-granne”-klassificering
- 5) I kartan ändras sedan symbologin (kart-design) för att möjliggöra vidare analyser.
- 6) Slutligen läggs även beläggningshistorik in som separat data-lager. Beläggningshistoriken avser illustration av vägar byggda före 1974. Dessa vägar visas på kartan eftersom de kan betraktas som högriskvägar avseende högre halter 16PAH, se avsnitt 4.2.1 *Vägar och gator med risk för 16PAH*.

Provtagningsdata omfattar ca 300 provtagningar och har tillhandahållits av Malmö stad. Interpoleringsanalysen avser därav endast vägar och gator där Malmö stad är väghållare.

## 4 Resultat

### 4.1 Intervjustudie – Kommuner

I intervjustudien har frågor ställts om hur hanteringen ser ut i dagsläget, vilka riktlinjer för 16PAH-halter som följs, provtagningsmetodik, val av provtagningsplats och vilka effekter som hantering av 16PAH har haft på olika projekt både ur ekonomiskt- och miljömässigt perspektiv.

#### 4.1.1 Riktvärden och föreskrifter

Det gällande regelverket och klassificeringen av asfaltmassor tolkas av samtliga kommuner på liknande sätt. För de större kommunerna Stockholm, Göteborg och Malmö följs samma riktvärden för 16PAH och som återfinns i Tabell 2. Förekomsten av riktvärden som följs är för samtliga kommuner inte helt tydligt och där de flesta hänvisar till respektive miljöförvaltning och Naturvårdsverket. Respondenterna vet inte varifrån eller varför riktvärden är bestämt till dessa intervall. I vissa fall lever tidigare storstads-överenskommelse kvar och används som referens för vissa projekt, se avsnitt 2.3.3 *Riktvärden för asfalt*. Dock styr ofta mottagaranläggningars riktvärdesintervall det som kommunerna förhåller sig till eftersom det är avgörande för kostnader som deponiavgifter. Gemensamt för respondenterna är även att gällande regelverk är otydligt och lämnar utrymme för tolkning. De större kommunerna har egna tekniska handböcker där samtliga regelverk och metoder beskrivs och som ska följas av utförande aktör.

#### 4.1.2 Provtagnings metodik

Val av provtagningsplatser och hantering av borrhprover utförs något olika inom respektive kommun. Inom två av de intervjuade kommunerna utförs inte provtagning. Inom en av kommunerna överläts all provtagning till konsulter som bär ansvaret för att följa gällande regelverk och branschpraxis. En av de två kommunerna utför inte provtagningar avseende 16PAH utan där är det upp till aktören som ska utföra grävningar att följa gällande regelverk. För resterande kommuner sker val av provtagningsplats utifrån projektet- och arbetets omfattning genom en sökbaserad metodik. Riskbedömningen utförs genom att studera gatans historiska data främst utifrån åldern. Utifrån riskbedömningen fastställs sedan provtagningsplatserna ofta i samråd med aktören som ska utföra arbetet.

Antalet borrhprover som tas per projekt varierar. Gemensamt för kommunerna är att det alltid utförs minst 2 borrhprovtagningar per projekt. Utöver detta utförs det ett prov per ”gata/kvarter” inom vissa kommuner och andra följer förbestämda mått beroende på mängd och/eller yta, exempelvis ett prov var 50:e

ton eller var 100:e meter. Hanteringen av borrprovkärnan och analyser som utförs varierar mellan kommunerna. Kommuner som vanligtvis skickar all massa till deponi/mottagaranläggningar och vid positivt resultat skickas hela borrprovet vidare för labbanalys. Vissa kommuner utför alltid fältanalyser och andra utför generellt sätt inte det. Kommuner som istället väljer att säga borrprovet gör det efter att en fältanalys där spraytestet gett utslag för 16PAH och skickar två delar vidare för labbanalys. Detta för att vid djupare schaktningar möjliggöra så stor återvinningsmängd som möjligt samtidigt som dyra deponiavgifter och deponerade massor begränsas. Gemensamt för respondenterna är att projektet- och arbetets karaktär påverkar vilken del av borrprovet som skickas vidare för labbanalys.

#### 4.1.3 Avstånd till närmsta deponi

Samtliga kommuner utom en tar alltid hänsyn till närmsta deponi. Hänsyn tas eftersom det ur miljö-, ekonomi- och produktionshänsyn inte är fördelaktigt. Den kommun som inte tar hänsyn till närmsta deponi grundar sig på att avståndet till samtliga deponier finns inom ett avstånd på max 15km.

#### 4.1.4 Ekonomi

Respondenterna är enade om att det mest kostnadsdrivande för projekt där 16PAH förekommer är deponiavgifterna. Detta är en kostnad som efter provtagning sällan är oförutsedd och kostnaden tas ofta med i budgeten från start. Dock förekommer vissa svårigheter för att bedöma mängderna för beläggningslager med 16PAH >300 mg/kg i den tidiga projekteringsfasen och dessa kostnader ersätts då enligt självkostnadsprincipen.

#### 4.1.5 Dokumentering

Samtliga kommuner för någon form av dokumentation avseende 16PAH genom mappstruktur och gemensamma databaser. Hälften av kommunerna har enbart mappstruktur och andra kommuner har haft, eller har pågående dokumenteringen av 16PAH i asfalt, genom att upprätta GIS-datalager för att få en överblick av de provtagningar och mängder höga 16PAH-halter som finns inom kommunens gator.

## 4.2 Vanligt förekommande beläggning

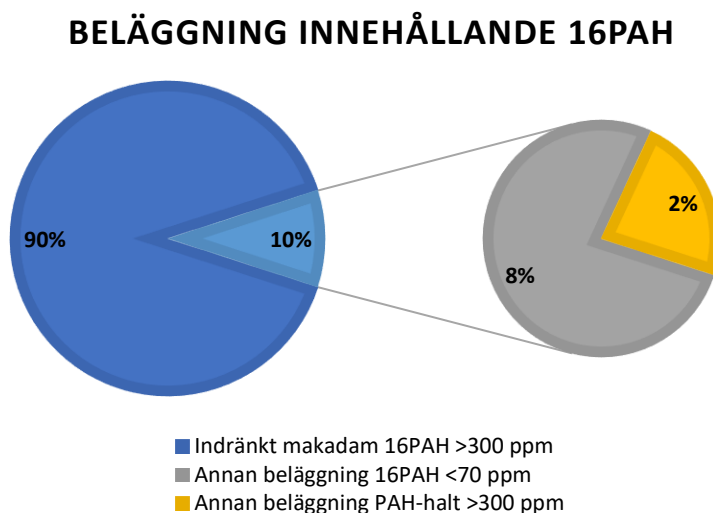
Indata som ligger till grund för denna analys innefattar ca 300st provtagningsprotokoll. Provtagningsdata har samlats från befintliga provtagningsprotokoll och analyserats. Detta för att söka efter eventuella samband för att uppskatta var i konstruktionen, samt i vilka materialtyper som 16PAH främst förekommer. De provtagningsprotokoll som studerats är tillhandahållna av Malmö stad och Ramboll. Provtagningsanalysen har valts att begränsas till Malmö kommun, Skåne.

### 4.2.1 Vägar och gator med risk för 16PAH

Det finns ett tydligt samband för vägar och gator där det detekterats högre halter >300 mg/kg. Sambandet har genom analys av provtagningsprotokollen identifierats där den gemensamma nämnaren är att dessa vägar och gator är byggda före år 1974.

### 4.2.2 Materialtyper där 16PAH främst förekommer

För att studera vilka materialtyper som höga halter 16PAH främst förekommer i, har ovannämnd provtagningsdata studerats. Det första sambandet som identifieras är att indränkt makadam (IM) är det mest förekommande materialet där 16PAH identifierats, se Figur 17 nedan:



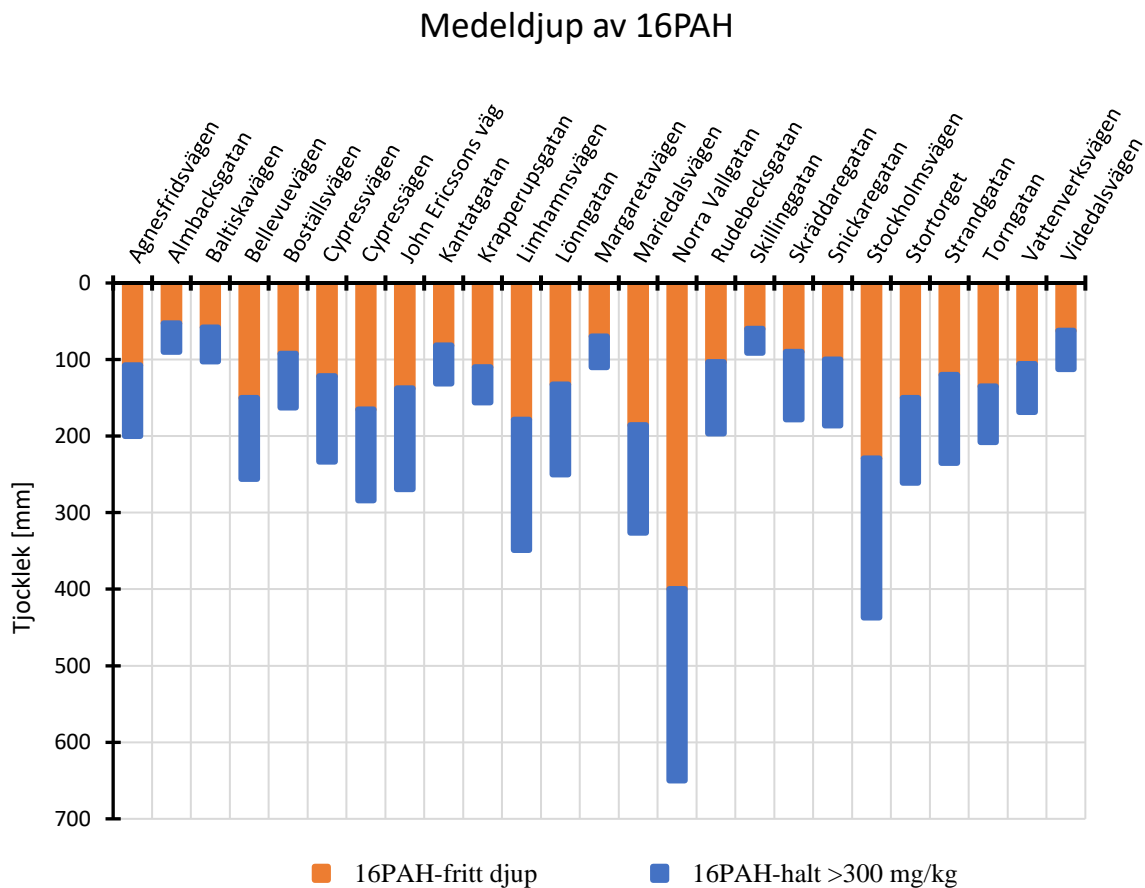
Figur 17: Beläggningsmaterial där höga 16PAH-halter främst förekommer

Indränkt makadam (IM) har identifierats som materialtyp i 90% av de provtagningar som varit positiva för PAH-halter >300 mg/kg. Resterande 10% där 16PAH identifierats för övriga beläggningsmaterial har endast 2% uppmätt halter över 300 mg/kg.

### 4.2.3 Medeldjup av 16PAH inom Malmö stad

Djupet där 16PAH identifierats har vidare beräknats som medeldjupet för respektive sträcka/gata. I Figur 18 nedan visas studerade gator (x-axeln) och medeldjupet presenteras som djup [mm].

Förekomsten av 16PAH återfinns i ett medeldjup på 78% av konstruktionens totala tjocklek och varierar mellan 31-250mm djupt. Det råder stor variation på djupet som PAH identifieras på. Det har även beräknats medeltjocklek av total, samt PAH-kontaminerad beläggning utifrån data som Figur 18 baseras på. Medeltjockleken av PAH-kontaminerade massor är ca 98 mm och medelvärdet av den totala beläggningstjockleken ca 128mm. Detta resultat kan även tolkas som att det i snitt lagts ut ett 30mm slitlager på vägar där IM ligger i botten av konstruktionen.



Figur 18: Resultat av PAH-halters (>300mg/kg) medeldjup



### 4.3 Beräkning av antal provtagningar

För att bestämma antalet provtagningar som krävs för att uppnå en viss säkerhet på det förorenade områdets utsträckning finns olika metoder som beskrivs i avsnitt 2.6.3.5 *Antal prover*. I detta avsnitt kommer en exempelberäkning redovisas utifrån projektstorlek 200 m<sup>2</sup> samt 2500 m<sup>2</sup>. Givet för båda beräkningarna nedan är följande:

- Förkunskap om området finns
  - Vägarna har beläggningshistorik före år 1974
  - Viss kunskap om överbyggnaden i senare år finns
- Arbetet avser att hela konstruktionen ska rivas alternativt djup schaktning utföras

Finns förkunskaper väljs det bedömningsbaserade angreppssättet. Detta kommer även kombineras med sannolikhets-baserad strategi för att med provtagningar kunna bekräfta föroreningarnas uppskattning och redovisa en representativ provtagningsstatistik. Den rumsliga avgränsningen motsvarar det området som misstänks vara förorenat, vilket i detta fall motsvarar hela projektet (busshållplatsen). Området har antagningsvis måtten 5m brett och 40m långt, med en total area på 200 m<sup>2</sup>. Beläggnings-tjockleken antas vara 0,5m och provtagningskalan bestäms som en cylinderform (utifrån borrhölet som tas genom provtagningar) med en diameter på 100mm (0,1m) och djupet 0,5m. Det är även önskvärt att förhålla sig till riktvärden där 300mg/kg är gränsen för farligt avfall, riktvärdesgränserna återfinns i Tabell 2.

Först bestäms den önskade säkerheten med hjälp av ekvationen nedan:

$$d = \theta - \mu , \quad d = \text{önskad säkerhet}, \theta = \text{konfidensintervall}, \mu = \text{medelhalt}$$

Eftersom det råder stor variation mellan halterna 16PAH i äldre och nya beläggningar är det svårt att uppskatta önskad säkerhet utifrån ekvationen ovan. För lognormalfördelade halt variationer, vilket är vanligt förekommande för förorenade områden, kan följande ekvation användas:

$$D = \frac{\theta}{\mu} , \quad D = \text{"antalet gånger uppmätt medelvärde hamnar över medelhalten"}$$

Medelhalten är vid detta tillfälle okänd vilket leder till att en uppskattning av  $D$  alternativt  $d$  behövs. Vid ett antagande om att medelhalten i nyare beläggningen är omkring 20 mg/kg 16PAH och den övre gränsen bestäms till 60mg/kg (marginal från det undre riktvärdet på 70mg/kg för att betraktas som PAH-fri). Detta motsvarar då  $D=3$  som innebär att medelhalten tillåts öka 3 gånger sin storlek.

Vidare behövs variationskoefficienten (CV). I Tabell 11 nedan redovisas metodik för uppskattning av CV med motivering för bedömning/uppskattning. Resonemangen grundas i provtagning för förorenad jord (Norrman, et al., 2009). I asfalt återfinns 16PAH-föreningar inkapslade i bindemedlet vilket leder till antagandet att det kan betraktas som en mer homogen fördelning med ett lågt CV. Med denna motivering görs bedömningen att CV=1.

**Tabell 11: Uppskattning av CV med motivering. CV = variationskoefficient**

CV-värde	Motivering
<0,5	Liten variation i data, homogen datamängd. Normalfördelade
0,5–1	Medel variation, homogen datamängd. Troligtvis normalfördelade
1–1,5	Stor variation i data, skev fördelning. Lognormalfördelad
1,5–2	Stor variation i data, heterogen mängd. Lognormalfördelning. Några tiopotenser
2–3	Mycket stor variation i data, heterogen mängd. Lognormalfördelning. Flera tiopotenser
>3	Extrem variation. Gör annan indelning av population för att skapa mer homogena områden

Antalet provtagningar kan nu bestämmas med hjälp av diagrammet i *Bilaga 3 – Beräkning av antal provtagningar*. Viktigt att beakta att diagrammet baseras på 95% konfidensgrad vilket i många fall kan resultera i ett stort antal provtagningar. Det lognormalfördelade diagrammet gav antalet provtagningar 7st provtagningar. Detta motsvarar 7 prov per 100 m<sup>2</sup>.

Beräkning av antalet provtagningar som behövs för projektet (200 m<sup>2</sup>) skulle då motsvara:

- $7 * 0,1 * 2 = 1,4 \text{ provtagningar} / 200 \text{ m}^2$

7 = avläst från diagram, 0,1 = diameter på borrhålet, 2 = för att räkna upp till projektstorleken 200 m<sup>2</sup>

*Svar: Det föreslås 2st provtagningar. Ett prov (50%) ska riktas subjektivt mot en plats där föroreningen antas förekomma och det andra provet slumpas.*

För ett projekt med samma förutsättningar fast för en projektstorlek på 2500 m<sup>2</sup> skulle det motsvara 17,5st provtagningar.

## 4.4 Åtgärdsval för fyra testprojekt

I detta avsnitt redovisas erhållna resultat från respektive testprojekt 1–4. Projekten är fiktiva och har valts ut för att främst studera följande:

- Vilket åtgärdsalternativ som är mest lönsamt för olika projektstorlekar
  - Ekonomisk lönsamhet
  - Klimat- och miljömässig lönsamhet
- Vilka är de bärande faktorerna vid val av åtgärd

Projektstorlekarna som valts att studeras redovisas i Tabell 12. Storlekarna har valts ut för att representera vanliga beläggningsåtgärder som utförs inom en kommun. Dessa storlekar har valts utifrån det som framkommit i intervjuer och övriga samtal med branscheexperter som arbetar med beläggningar inom kommuner. För mindre projekt

**Tabell 12: Projektbeskrivning**

Projektamn	Projektyta [m <sup>2</sup> ]	Typ av projekt
Projekt 1	30	<i>Kabel- och VA-arbeten, mindre GC-åtgärder</i>
Projekt 2	100	<i>Akuta grävningar, förstärkning av GC-banor</i>
Projekt 3	500	<i>Förstärkningsåtgärder av korsningar, ombyggnation av busshållplatser</i>
Projekt 4	2500	<i>Åtgärder som avser en "hel gata"</i>

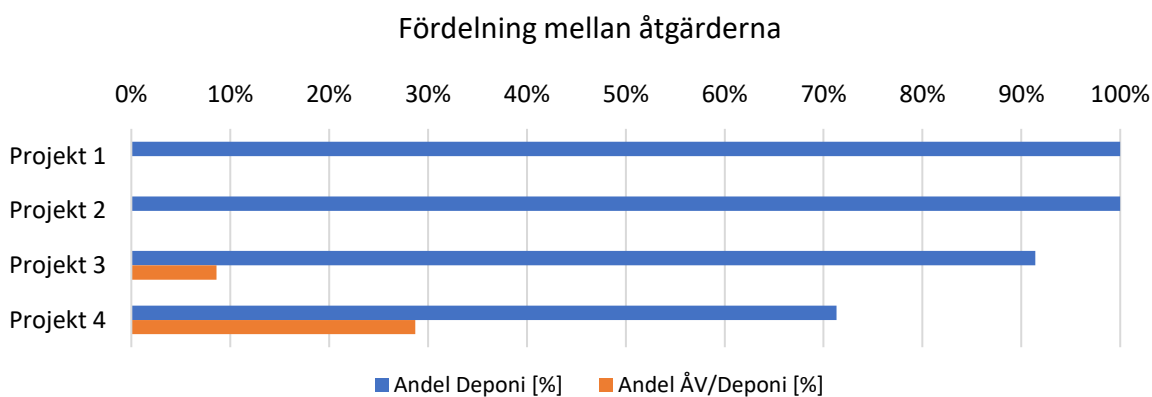
I kommande avsnitt 4.4.1 *Ekonomisk lönsamhet* – 4.4.4 *Bärande faktorer* redovisas resultat som erhållits från beräkningsverktyget. Resultaten baseras på olika tillvägagångssätt för att simulera. Detta för att få ett brett resultat som representerar många olika fall och projektkaraktärer. Resultat kommer att redovisas utifrån följande aspekter:

- Ekonomisk lönsamhet
- Klimat- och miljömässig lönsamhet
- Transportavstånd
- Klimatkostnader och utsläppsmängder
- WTP

#### 4.4.1 Ekonomisk lönsamhet

Den ekonomiska lönsamheten beräknas som totala kostnader utan pålägg av WTP. I beräkningsverktyget har 1000 simuleringar studerats för faktorerna *lagertjocklekar* och *avstånd till deponi*. Detta för att identifiera vilken åtgärd som beräkningsverktyget resulterar i mest frekvent. Åtgärdsvalet Deponi var det åtgärdsvalet som väljs med högst sannolikhet baserat på slumpmässiga lagertjocklekar och transportavstånd till deponi/asfaltverk, se Figur 19 nedan:

- Projekt 1 och 2 var sannolikheten att åtgärden Deponi välj 100% baserat på 1000 olika kombinationer av lagertjocklekar samt transportavstånd.
- Projekt 3 är sannolikheten 9% att åtgärden ÅV/Deponi är mest lönsam och motsvarande för projekt 4 var 29% sannolikhet.



**Figur 19: Sannolikhet för respektive åtgärdsval i test projekten 1–4**

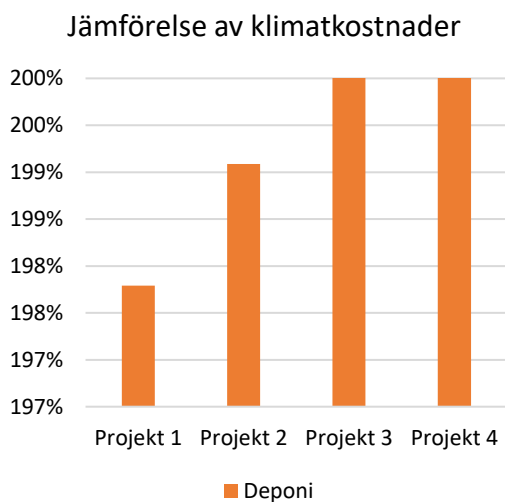
För slumpmässiga kombinationer av lagertjocklekar och transportavstånd är Deponi generellt sätt den mest lönsamma åtgärden rent ekonomiskt. Detta utan särskild hänsyn till klimat- och miljöaspekter och utan viktning (WTP) för dess fördel.

För att studera vid vilket avstånd som kostnaderna för respektive åtgärdsalternativ går ”break-even”, det vill säga då de totala kostnaderna är lika och åtgärdsvalen för 1000 simuleringar har ett jämnt fördelningsresultat (50%), har det beräknats hur många kilometer som skillnaden i totala kostnader motsvarar. Detta för att kunna beräkna hur mycket längre det behöver vara till ett asfaltverk jämfört med en deponianläggning för att det ska vara mer lönsamt att välja åtgärden ÅV/Deponi. Beräkningarna har utförts för korta avstånd (10km till asfaltverk) och sedan har deponiavståndet ökats tills de totala kostnaderna går break-even. Resultatet redovisas nedan:

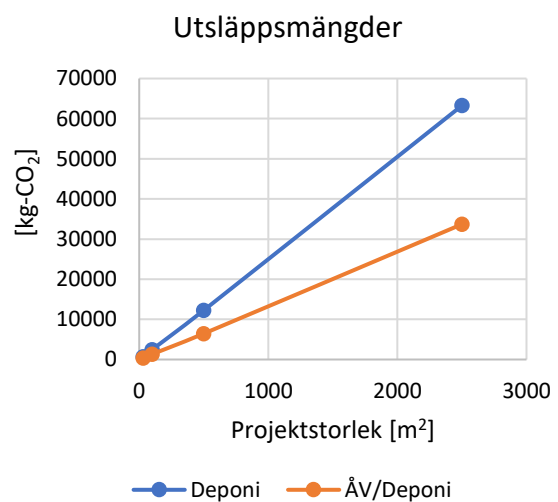
- Projekt 1 – Avståndet till deponi behöver vara 200 km längre för break-even
- Projekt 2 – Avståndet till deponi behöver vara 110 km längre för break-even
- Projekt 3 – Avståndet till deponi behöver vara 80 km längre för break-even
- Projekt 4 – Avståndet till deponi behöver vara 40 km längre för break-even

#### 4.4.2 Klimatkostnader och utsläppsmängder

För samtliga fall är åtgärden Deponi den åtgärd som har både högst klimatkostnader samt utsläppsmängder. Detta med anledningen att deponi-åtgärden ger upphov till fler masstransporter då all massa transporteras till deponianläggning. I Figur 21 nedan redovisas kostnadsskillnaden mellan de två åtgärdsvalen. Deponi-åtgärden är i samtliga fall >150% dyrare än ÅV/Deponi-åtgärden. Utsläppsmängderna följer liknande fördelning som för kostnaderna, se Figur 20 nedan:



Figur 21: Procentuell jämförelse mellan klimatkostnaderna för respektive åtgärd



Figur 20: Totala utsläppsmängder (kg-CO<sub>2</sub>) för respektive åtgärd

Utsläppsmängderna är för små projekt försumbara (se Figur 20) och trots samma fördelning i skillnaden, rör det sig om små mängder vilket inte påverkar den totala åtgärds-kostnaden. Utsläppsmängderna redovisas för respektive projekt nedan:

- Projekt 1 – Deponi-åtgärden alstrar 733 kg-CO<sub>2</sub> samt ÅV/Deponi 391 kg- CO<sub>2</sub>.
- Projekt 2 – Deponi-åtgärden alstrar 2467 kg- CO<sub>2</sub> samt ÅV/Deponi, 1325 kg- CO<sub>2</sub>.
- Projekt 3 – Deponi-åtgärden alstrar 12263 kg- CO<sub>2</sub> och ÅV/Deponi, 6453 kg- CO<sub>2</sub>.
- Projekt 3 – Deponi-åtgärden alstrar 63 267 kg- CO<sub>2</sub> och ÅV/Deponi, 33 694 kg- CO<sub>2</sub>.

För projekt 1 och 2 motsvarar utsläppsmängden efter monetär värdering ca 10% av respektive åtgärds totala kostnader. Motsvarande andel för projekt 3 är 15% och för projekt 4 ca 25%.

#### 4.4.3 WTP

WTP har använts som en variabel för att vikta klimat- och miljömässiga faktorer. Detta har beräknats för respektive test projekt 1–4 för WTP-värden i intervallen 5–20%. Lagertjocklekar och transportavstånd har simulerats. Resultatet bedöms utifrån skillnaden i fördelning mellan åtgärdsvalen och redovisas i Tabell 13 nedan:

Tabell 13: WTP inverkan på åtgärdsvalet.

WTP	Projekt 1	Projekt 2	Projekt 3	Projekt 4
5%	Ingen påverkan*	10% påverkan*	10% påverkan*	10% påverkan*
10%	Ingen påverkan*	25% påverkan**	30% påverkan**	32% påverkan**
20%	Ingen påverkan*	59% påverkan***	90% påverkan***	40% påverkan*

\*ingen/låg påverkan, \*\*måttlig påverkan, \*\*\*hög påverkan

WTP 5% har låg eller ingen inverkan på åtgärdsvalet och medel inverkan för WTP 10%. För WTP 20% har den hög inverkan på åtgärdsvalet. Samtliga resultat gäller för transportavstånd  $\leq 50$  km. För att WTP ska ha en betydelse för åtgärdsvalen krävs att beställaren är villig att ge upp/betala 20% extra på de totala kostnaderna. I *Bilaga 4 – Resultat av testprojekten* återfinns resultat på hur WTP påverkar större projekt (2500 m<sup>2</sup>) avseende olika transportavstånd.

#### 4.4.4 Bärande faktorer

Projekt 1–4 har studerats utifrån fasta projektstorlekar (m<sup>2</sup>) och där övriga faktorer som lagertjocklekar och transportavstånd simulerats. De bärande faktorer som avgör vilket åtgärdsval som rekommenderas är i samtliga fall beroende av varandra och resulterar olika beroende på kombinationen av lagertjocklekar och transportavstånd. Faktorerna påverkar resultatet i olika omfattning avseende projektstorleken och beskrivs projektvis nedan:

- **Projekt 1** – fräs- och rivningskostnader är de faktorer som påverkar denna projektstorlek mest och därefter provtagningskostnaderna för fält- och labbanalyser.
- **Projekt 2** – kostnader för provtagning. Transportavståndet har ingen större påverkan för avstånd 10-125km. För avstånd >125 km blir transportavståndet en avgörande faktor.
- **Projekt 3** – fräs- och rivningskostnader samt provtagningskostnader är bärande faktorer för transportavstånd 10–75 km där avståndet inte har någon större inverkan på totala kostnader. Vid  $\geq 75$  km är transportavståndet en bärande faktor som påverkar åtgärdsvalet.
- **Projekt 4** – fräs- och rivningskostnader i kombination med provtagnings-kostnader är bärande faktorer för mindre transportavstånd 10–40 km. Avgörande blir transportavståndet vid  $\geq 50$ km.

## 4.5 Interpolering av provtagningsdata

I Figur 22 presenteras resultatet av interpoleringen. Rödmarkerade områden är sådana där 16PAH kontaminerad asfalt är nära eller över riktvärdesgränsen 300 ppm. Interpoleringens precision är dock låg (hög osäkerhet) Detta eftersom många rödmarkerade områden innehåller provtagningsanalyser med värden <70 ppm och motsvarande gäller för grönmärkade områden.



### Teckenförklaring

16PAH-halt

- <= 240 [ppm]
- 240 - 255 [ppm]
- 255 - 270 [ppm]
- 270 - 285 [ppm]
- > 285 [ppm]
- provtagningsplats
- Vägbyggnadsår före 1974

Figur 22: Resultat av interpolering av provtagningsdata i QGIS





## 5 Diskussion

### 5.1 Metoddiskussion

#### 5.1.1 Sekundärdata

Stor del av metoden har utgått från insamling och analys av befintliga data, även kallat sekundärdata. Fördelen med denna metod är att befintlig forskning och litteratur som ligger till grund för använd data funnits tillgänglig redan från början av denna studie. Angreppssättet är därför effektivt och vidare analys av data kan påbörjas omgående. Nackdelen med sekundärdata är att den ofta baseras på och är riktad till ett specifikt syfte vilket kan påverka rapportens resultat. Sekundärdata har dock kontinuerligt kontrollerats avseende relevans för rapportens syfte. Nedan följer exempel på sekundärdata som använts för att besvara denna rapports syfte och frågeställning:

Insamling av kostnader för fräs- och rivningsarbeten har begränsats till den sekundärdata som varit tillgänglig från Malmö stad. Metoden har varit tidseffektiv då all data funnits tillgänglig redan från start. Prissatta mängdförteckningar har dock en stor variation då dessa är satta för specifika projekt där det i viss omfattning även kan prissättas strategiskt vid upphandlingar. Detta kan i sin tur påverka resultatets utfall. För att minska osäkerheten, har så stor mängd data som möjligt samlats. Sekundärdata har sedan legat till grund för de analyser och avvägningar som gjorts för att besvara när det är ekonomiskt- och miljömässigt lönsamt att dela upp massorna i ÅV och deponi och när det kan vara mer rationellt att transportera all massa till deponi. Detta angreppssätt är som tidigare nämnt tidseffektiv och kan förbättras genom prisernas precision.

Metoden kan förbättras och kompletteras av andra angreppssätt för att förbättra indata som använts för vidare avvägningar. Exempelvis kan använd metod förbättras genom att samla sekundärdata direkt från entreprenörer och därefter utföra avvägningar.

Alternativa metoder som kan användas för samma syfte kan omfatta fältstudier för att analysera omständigheter kopplat till arbete som provtagning-, fräs- och rivningsarbete. Genom att ta hänsyn till fler faktorer kan en mer noggrann avvägning utföras och ett mer precist resultat erhållas. Faktorer som genom fältstudier antas kunna påverka resultatet är exempelvis att svårigheter och kostnader som uppkommer är beroende av gatans utformning och tillgänglighet för maskiner, det vill säga vilka faktorer som på en arbetsplats påverkar det totala priset. Fältstudier kan även bidra till att mer primärdata erhålls.

### 5.1.2 Kvalitativ studie – semistrukturerad intervjustudie

Intervjustudien som utförts har främst varit med syfte att studera kommuners arbetsmetodik kring hanteringen av 16PAH i asfalt samt för att belysa svårigheter och studera om den geografiska placeringen har betydelse för hanteringen. Detta angreppssätt är effektivt eftersom det är möjligt att intervjua många personer runt om i landet, under relativt kort tid. Denna metod och angreppssätt fungerar bra för att undersöka hur den geografiska placeringen påverkar arbetsmetodik för hantering av 16PAH i asfalt. Denna metod kan anses vara lämplig för statistisk generaliserbar kunskap, som det exempelvis gjorts då samband mellan olika faktorer som kommunernas geografiska placering och storlek jämförs med åtgärder/arbetsmetodiker som kommunerna arbetar efter. Fält- och fallstudier inom intervjuade personers arbetsområden kan även i detta fall vara ett bra komplement för vidare djupstudier av specifika fall och arbetsmoment. Detta för att identifiera vad som påverkar vilka val och vilka svårigheter som uppkommer för varje enskilt moment i hanteringen. Dock kan metoden vara bristfällig i syfte att undersöka specifika arbetsmoment. Detta eftersom en intervjustudie baseras på respektive individs ställningstagande till frågan. Nackdelen med detta är då att svaren som erhålls kan påverkas av exempelvis gällande regelverk, att svaret som erhålls baseras på hur ett arbetsmoment bör utföras och inte faktiskt utförs. Svaren kan även påverkas av politiskt ställningstagande. Detta är dock något som beaktats vid utformningen av intervjuguiden (intervjufrågorna).

### 5.1.3 Simulering: Projekt 1–4

Denna metod har valts eftersom det utifrån de tillgängliga resurserna ansågs lämpligt. Syftet med simuleringarna var att avbilda verkligheten, vilket gjorts för testprojekt 1–4 i avsnitt 4.4 *Åtgärdsval för fyra testprojekt*. Detta för att studera vilka variabler som är viktigast för avvägningar mellan åtgärdsförslagen Deponi samt ÅV/Deponi. Simuleringarna har utförts genom beräkningar i beräkningsverktyget som beskrivs i avsnitt 3.3.1 *Beräkningsverktyg i Excel*. Angreppssättet har valts för att utreda när det är dels ekonomiskt, dels miljö- och klimatmässigt försvarbart att dela upp massorna i återvinning och deponi (ÅV/Deponi), alternativt riva och transportera allt till deponi (Deponi). Dessutom kan det genom simuleringarna även utredas hur stort ett projekt behöver vara för att det ska vara ekonomiskt och miljömässigt hållbart att utföra fält- och labbanalyser. Den valda metoden anses lämplig eftersom det under en relativt kort tid går att studera många variabler som exempelvis lagertjocklekar, projektyta, provtagningskostnader, avstånd till deponi/asfaltverk för väldigt många olika kombinationer. Nackdelen med simuleringar är att det blir väldigt komplext att försöka återskapa en verklighet med extremt många variabler. För att det inom ramen för detta arbete ska vara möjligt krävdes att variabler avgränsas vilket kan påverka simuleringens resultat. En vanlig nackdel med

simuleringar och experiment är att de oftast är väldigt tids- och kostnadskrävande (Paulsson, 2020). Den valda metoden var som förväntat väldigt tidskrävande, dock minimerades kostnaderna genom att återskapa en modell i Excel. Viktigt att beakta att all indata för att skapa modellen baseras på sekundärdata vilket kan påverka resultatet. Dock anses att avvikelser för exempelvis fräs- och rivningskostnader vid fel är lika fel för båda åtgärderna vilket inte påverkar resultatet. Utredning av projektstorlekens betydelse för provtagningsfrekvenser är sådan som skulle kunna påverkas av felaktig data.

En alternativ metod, för att undvika felaktig indata är att utföra en offentlig upphandling baserad på de fiktiva testprojektens förutsättningar. På så sätt kan mer tillförlitliga data ligga till grund för utredningarna.

Monte Carlo-simuleringar valdes som metod för att studera kombinationen av variablerna som påverkar åtgärdsvalet. Simuleringarna möjliggör att beräkna sannolikheten för utfall. Detta ansågs lämpligt eftersom det behövdes en statistisk grund för resultaten. Nackdelen med denna metod var att det krävdes hög datorkraft för att utföra ett stort antal simuleringar i beräkningsverktyget. Det utfördes simuleringar med antalet 1000 vilket för vissa variabler ansågs något undermåligt, detta eftersom vissa kombinationer bortses från vid färre simuleringar. En ökning av antalet simuleringar kan täcka en större variation av variablerna och på så sätt erhålls ett säkrare resultat. Kunde kostnaderna istället ha simulerats 10 000 gånger eller fler kan sannolikheten för ett visst utfall bestämmas med högre precision. För de flesta variabler som exempelvis transportavstånd som varierar mellan 10-700km ansågs dock 1000 simuleringar vara tillräckligt eftersom antalet kombinationer inom intervallet inte är så många att det påverkar resultatets utfall i större utsträckning.

Sammanfattningsvis anses de valda metoderna vara väl tillämplande inom ramen för denna rapport. Resurserna har utnyttjats på ett resurseffektivt sätt och metoderna har valts ut efter avvägning och resursplanering. Viss förbättringspotential finns. Genom att komplettera valda metoder och angreppssätt som nämnts under respektive avsnitt ovan kan resultatets precision antas öka. Detta omfattar mer kvalitativa studier i form av fält- och fallstudier.

## 5.2 Resultatdiskussion

### 5.2.1 Ekonomisk lönsamhet i konflikt med miljömål

Klimatpåverkan har värderats monetärt för att kunna jämföras med- och belasta de ekonomiska aspekterna. Den monetära värderingen har dels utförts utifrån svensk standard (SS-EN 14008:2020), dels genom uppskattningar utifrån utsläppskalkylatorer och andra värderingar som beskrivs i avsnitt 2.4.4 *Monetär värdering av klimat- och miljö* och avsnitt 3.3.2.2 *Klimatkostnad*. För hantering av PAH-kontaminerade massor är miljöpåverkan en aspekt att beakta. Hanteringen av asfaltmassorna kan omfatta exempelvis utsläpp från masstransporter, destruktionsanläggningar, och markpåverkan från material. Miljöaspekter som erhållits i resultaten är sådana som varit relevanta detta arbetes omfattning. Det är därav inte en komplett genomgång av hela standarden.

Resultatet som erhållits från beräkningsverktyget tyder på att kostnader för klimatpåverkan som masstransporter ger upphov till, är försumbar i jämförelse med de totala kostnaderna för transportavstånd <50 km. Åtgärdsvalet ”Deponi” kan i flera fall utföras till en lägre kostnad samtidigt som klimatpåverkan är högre än för åtgärdsvalet ”ÅV/Deponi”. Deponi-åtgärden alstrar i samtliga studerade fall en högre CO<sub>2</sub>-mängd. Det är endast vid långa transportavstånd >100 km som den klimatomkostnaden når nivåer som påverkar den totala kostnaden och därmed val av åtgärd.

Justering av WTP i beräkningsverktyget har visat sig kunna omfördela valet av åtgärd mot ett mer miljövänligt alternativ. För att CO<sub>2</sub>-utsläppen från transporter ska minska med 70%, i enlighet med miljömålen, behövs åtgärder som främjar åtgärdsval med en lägre miljöpåverkan, se 2.4.2 *Hållbara anläggningsarbeten*. WTP är i beräkningsverktyget en sådan åtgärd som kan användas för en miljövänligare avvägning. Det framgår av resultatet i avsnitt 4.4.3 *WTP* att det för lägre WTP-värden <20% har låg eller ingen påverkan av åtgärdsvalets ekonomiska lönsamhet.

Det framkommer av intervjustudien (avsnitt 4.1 *Intervjustudie – Kommuner*) att beläggningsarbeten ofta utförs med en begränsad budget. Detta kan i många avseenden innebära att de ekonomiska aspekterna prioriteras för att rent tekniskt kunna utföra ett projekt som lever upp till de krav som ställs på vägkonstruktionen. Mindre kommuner har en lägre budget att röra sig med vilket kan begränsa valmöjligheterna att välja åtgärd. Effekten av detta kan vara att mindre kommuner väljer det som lämpar sig bäst utifrån de tillgängliga resurserna (budget), vilket utifrån resultatet innebär det minst miljövänliga alternativet. Detta kan även tolkas som att det inte finns ekonomiskt utrymme för att välja ett WTP-värde i den storleken så att det faktiskt gör skillnad.

I avsnitt 4.3 *Beräkning av antal provtagningar* beräknas antalet provtagningar som krävs för att få en representativ provtagning över en projektyta. Antalet kan utifrån beräkningarna och provtagningsstrategin bli betydligt fler än det som kan anses vara rimligt för den projektstorlekens omfattning. Antalet kan därför behöva justeras genom att anpassa säkerheten efter en individuell projektbedömning. 95% konfidensgrad kan därför i vissa fall vara bortom rimlighet för ett projekts omfattning.

Den ekonomiska lönsamheten hamnar flera gånger i konflikt med de miljömässiga aspekterna för åtgärdsvalet ”deponi”. Konflikten innebär att en avvägning mellan miljö- och ekonomiska aspekter behöver beaktas ytterligare med hänsyn till de nationella och globala miljömålen, se 2.4.1 *Klimat- och miljömål*. För att få en större effekt på åtgärdsvalet kan WTP justeras uppåt. Detta för att värdera miljön till ett högre monetärt värde. Projekt ofta är begränsade av en given budget har dock uppskattningen av en allmän WTP-nivå inte kunnat bestämmas. Detta eftersom en individuell bedömning för respektive projekt behöver utföras.

Det finns inget entydigt svar för vilket åtgärdsalternativ som är både ekonomiskt- och miljömässigt försvarbart. De ekonomiska och miljömässiga aspekterna hamnar ofta i konflikt då den ekonomiskt mest lönsamma åtgärden i de flesta studerade fall är sämre ur ett miljömässigt perspektiv. Det finns dock samband som identifierats genom simulering av fiktiva testprojekt, se avsnitt 4.4 *Åtgärdsval för fyra testprojekt*.

Initialt är det viktigt att förhålla sig till gällande regelverk, se avsnitt 2.2 *Gällande regelverk i Sverige*. Asfaltsmassor innehållande stenkolstjära betraktas som farligt avfall tills att motsatsen bevisas. Det är krav att förhålla sig till begränsningsvärden som beskrivs nedan:

- Cancerogena koncentrationer  $\geq 0,1\%$  har farliga egenskaper enligt HP 7
- Bens[a]pyren får inte överstiga 50 mg/kg (ppm)

Utöver de begränsningsvärden som beskrivs ovan finns även riktvärden vilka kan ses som lokala bestämmelser. Baserat på intervjustudien som genomfördes följer dock de flesta kommuner samma riktvärdesintervaller enligt nedan:

- $<70$  ppm – Ej tjärasfalt, icke farligt avfall
- 70–300 ppm – Tjärasfalt, icke farligt avfall
- $> 300$  ppm – Tjärasfalt, farligt avfall

Att riva samtliga lager och transportera asfaltmassorna till deponi är med högst sannolikhet den ekonomiskt mest lönsamma åtgärden. Detta eftersom det med stöd av resultatet (se avsnitt 4.4.1 *Ekonomisk lönsamhet*) visat sig att detta åtgärdsalternativ bör väljas med följande sannolikhet beroende på projektstorleken:

- 30m<sup>2</sup> – 100%
- 200m<sup>2</sup> – 100%
- 500m<sup>2</sup> – 91%
- 2500m<sup>2</sup> – 71%

Sannolikheten innebär att det oberoende av transportavstånd, mängd kontaminerad asfalt (16PAH >300ppm), återvinningsbar mängd (16PAH <300ppm) är högst sannolikhet att all asfaltmassa bör transporteras till deponi/mottagaranläggning. Tidigare nämndes att ett entydigt svar saknades. Detta eftersom denna rekommendation inte gäller för alla projekt. Det krävs att en individuell bedömning görs för varje enskilt projekt där projektkostnaden bör vägas mot de nyttor som erhålls. Det är dock låg sannolikhet att det utifrån ekonomisk lönsamhet väljs ett åtgärdsalternativ som innebär uppdelning av asfaltmassorna för att möjliggöra en högre andel återvinning.

Det är dock viktigt och i enlighet med de nationella miljömålen att beakta klimat- och miljömässiga aspekter. För samtliga fall är det alltid mer rationellt att möjliggöra en så hög återvinningsmängd som möjligt, dels för att värna om miljön genom att minska masstransporter och därmed även utsläppsmängderna, dels för att minska deponeringsmängder och främja det cirkulära materialflödet. I denna rapport har det redovisats uppskattade CO<sub>2</sub>-mängder som masstransporterna ger upphov till vilket i samtliga fall är dubbelt så höga för rivnings-åtgärden.

### 5.2.1.1 Fält- och labbanalyser

Då representativ provtagning eller kvantifiering av kontaminerad asfaltsmassa eftersträvas är fält- och labbanalyser en förutsättning. Detta eftersom det genom fält- och labbanalyser exempelvis går att bevisa/motbevisa en hypotes vilket används som metodik för bestämning av provtagningsplats genom det bedömningsbaserade angreppssättet i en av provtagningsstrategierna. Exempel på syften då fält- och labbanalyser kan utföras listas nedan:

#### Fältanalyser:

- Bedöma vilket djup den kontaminerade asfalten befinner sig på
- Bestämma var asfaltsprovkroppen ska sågas för att analysera övre- och undre asfaltbeläggningar
- Erhålla en snabb uppskattning av 16PAH halter
- Provtagningsstrategi, delmoment i det bedömningsbaserade angreppssättet

#### Labbanalyser:

- Identifiera halter
- Bedömningsunderlag för återvinningsmetoder
- Kvantifiera mängder
- Övrigt bedömningsunderlag som kräver specificerade halter

Fält och labbanalyser ska enligt resultatet inte utföras så länge åtgärdsvalet är deponi, utifrån en ekonomisk aspekt.

Åtgärdsvalet deponi gäller för alla transportavstånd  $\leq 20$  km och för samtliga projektstorlekar  $\leq 500$  m<sup>2</sup>. Det rekommenderas inte att utföra fält och labbanalyser då det ekonomiskt lönar sig att transportera samtliga massor till deponi. Detta med förutsättningen att kostnader vid upphandling preciseras så att deponiavgift för farligt avfall endast betalas för den massmängd innehållande 16PAH > 300 mg/kg. Det kan dock vara svårt att mäta och avsätta en precis budget för projektet då mängden farligt avfall då är okänd. Utifrån deponiavgifterna (avsnitt 3.2.2 *Kostnader för deponi*) kan de totala kostnaderna variera uppemot 92%, se exempelberäkningen nedan:

*Exempel: 50 ton okänd asfaltsmassa ska deponeras. Skulle all massa vara fri från 16PAH (<70 mg/kg) och transporteras till SYSAV i Malmö tas en deponiavgift ut på 50 ton\*100 kr/ton = 5 000 kr skulle all massa mot förmodan innehålla 16PAH-halter >300 mg/kg skulle totala deponiavgiften bli 50ton\*1250 kr/ton = 62 500 kr vilket är 92% dyrare.*

Val av åtgärd är beroende av flera faktorer som lagertjocklek, transportavstånd och projektstorlek. För att bestämma val av åtgärd krävs en individuell bedömning av projektets förutsättningar, vilket framkommer tydligt i resultaten för test projekten. Ett entydigt svar avseende projektstorlek och val av åtgärd går inte att bedöma.

#### *5.2.1.2 Transportavstånd*

Transportavståndets påverkan på åtgärdsvalet är för mindre projekt (30–200 m<sup>2</sup>) låg. Detta kan bero på att det hanteras små volymer. Detta gäller med undantag för vissa lagertjocklekskombinationer. Dock har transportavståndet en stor effekt på klimatpåverkan. I Figur 20 redovisas utsläppsmängderna där sambandet är linjärt. Detta är något som bör beaktas vid val av åtgärd trots att den ekonomiska belastningen inte är tillräckligt hög i förhållande till de totala kostnaderna.

#### *5.2.1.3 Projektstorlek*

De studerade fallen som presenterades i avsnitt *4.4 Åtgärdsval för fyra testprojekt* avser projekt som är vanligt förekommande inom kommuner. Resultaten är därför främst riktade mot liknande projekt. Viss osäkerhet kan finnas i detta resultat eftersom resurserna som fanns tillgängliga begränsade antalet möjliga simuleringar. För att minska på osäkerheten kan fler simuleringar >10 000 utföras.

#### *5.2.1.4 Lagertjocklekar*

Lagertjocklekarna har simulerats i sådan omfattning att resultatet täcker de flesta lagertjocklekskombinationerna som finns inom intervallet 40–500 mm. För projekt 2 redovisas att deponi-åtgärden är ekonomiskt mest lönsam i 100% av fallen. Detta värde är dock avrundat och det finns undantag för vissa projektstorlekar. Simuleringsresultat där 998 fall av 1000 resulterat i åtgärden deponi redovisas som 100%. Det finns därav några få undantagsfall. Dock har dessa lagertjocklekskombinationer kontrollerats och anses vara utanför rimligt intervall utifrån studera beläggningstjocklekar inom Malmö stad, se avsnitt *4.2.3 Medeldjup av 16PAH inom Malmö stad*.



### 5.2.1.5 Kostnader

Kostnaderna som redovisas i resultaten för respektive projekt speglar inte faktiska kostnader. I prissatta mängdförteckningar som erhållits prissätter entreprenörer/konsulter en mängd som beställaren (i detta fall Malmö stad) angett. I detta pris ingår flera delkostnader som exempelvis etableringskostnader och transportkostnader. För att möjliggöra analys av respektive variabel som studerats har transportkostnader och andra omkostnader summerats på den prissatta mängdförteckningens priser. Detta är viktigt att beakta. Dock anses inte resultatets utfall och inte heller avvägningar påverkas eftersom kostnaderna belastar respektive åtgärd på ett rättvisande sätt.

### 5.2.2 Antal provtagningar

Antalet provtagningar är beroende av varje enskilt projekts syfte och mål. Det har utförts en exempelberäkning av antalet provtagningar som krävs för att erhålla en given sannolikhet av 16PAH halter. Beräkningen utfördes utifrån bedömningsbaserad provtagnings-strategi och resulterade i att det för projekt omkring 200 m<sup>2</sup> krävs två provtagningar utifrån 95% konfidensgrad. Ett ytterligare test utfördes genom att skala upp projektstorleken till en projektyta på 2500 m<sup>2</sup> vilket resulterade i ca 18 provtagningar för samma konfidensgrad och säkerhetsmarginal. Resultatet tyder på att en hög säkerhet ofta är förknippat med ett stort antal prover vilket även beskrivs under avsnitt 2.6.3.5 *Antal prover*. I sådana fall behöver det ekonomiska värdet och provtagningens nytta vägas mot provtagningskostnaden.

Miljömässigt kan en hög säkerhet vara att föredra eftersom det möjliggör att mindre mängd deponeras eller destrueras. Den miljömässiga nyttan utifrån antalet provtagningar gäller dock inte i samtliga fall. Då lönsamheten studerades för respektive åtgärds ekonomiska lönsamhet (se Figur 19 i avsnitt 4.4.1 *Ekonomisk lönsamhet*) identifierades provtagningskostnaderna för mindre projekt som en avgörande faktor att välja åtgärdsalternativet Deponi, vilket är det mindre miljövänliga alternativet. Ett stort antal provtagningar kan därför innebära att provtagningskostnaderna blir så pass höga att ett åtgärdsalternativ som alstrar högre utsläppsmängder väljs.

Den ekonomiska lönsamheten behöver även grunda sig i provtagningens nytta. Det behöver kontinuerligt vid val av provtagningsstrategi och beräkning av antalet provtagningar genomföras en datavärdesanalys. Analysen innebär att provtagningskostnader ska balanseras mot den nytta som fås genom provtagningen.

Provtagningsstrategier är en viktig utgångspunkt eftersom det konkretiserar arbetets omfattning inom ramen för det enskilda projektet som ska utföras. Syften och mål med provtagningen möjliggör att nyttan kan vägas mot kostnader som en provtagning omfattar. Nyttan ska alltid vara högre än kostnaderna för att provtagningen ska anses vara lämplig. I beräkningarna av antalet provtagningar bestäms den representativa halten som det övre 95% konfidensgränsen (se avsnitt 4.3 *Beräkning av antal provtagningar*). Konfidensgraden ska som den nämndes i tidigare avsnitt representera och vägas mellan provtagningens nytta och kostnad. Utifrån resultatet som erhålls anses provtagningsstrategin, angreppssättet, antalet provtagningar och en eventuell kontroll (provtagning som bekräftar hypotesen) tillsammans ge en representativ provtagning i sin helhet.

### 5.2.3 Rivning av hela konstruktionen

Att riva samtliga lager och transportera dessa till Deponi är i fall mer rationellt utifrån erhållna resultat. Detta gäller främst utifrån ett ekonomiskt perspektiv eftersom åtgärdsalternativet i samtliga fall ur miljösynpunkt bidrog till högre CO<sub>2</sub>-utsläpp.

Cirkulära materialflöden och samplanering med andra projekt är begränsat för detta åtgärdsalternativ. Detta eftersom provtagning inte rekommenderas vilket leder till att mängderna som skulle kunna återvinnas direkt (PAH <300 mg/kg) inte testas och mätas innan de transporteras till deponi-/mottagaranläggningen. Masstransporterna ger i sin tur upphov till en ökad klimatpåverkan. Detta kan dock i viss mån undvikas genom att beställaren i överenskommelse med entreprenören låter överskottsmassorna tillfalla entreprenören. På så sätt kan det cirkulära materialflödet främjas samtidigt som deponimängder minskas. Resonemanget om inga/få provtagningar gäller dock endast då massorna kan transporteras till deponi utan något extra påslag. Efter mailkontakt med deponianläggningar framkommer det att vissa anläggningar tar betalt som FA (farligt avfall) om massorna lämnas oklassificerade. Provtagningarna som krävs för att lämna in massorna till rätt kostnad (utefter intervallen som återfinns i Tabell 7) är dock oklart. Kostnaderna för dessa provtagningar anses dock inte påverka de totala kostnaderna i större omfattning och därav inte heller åtgärdsvalens utfall i beräkningsverktyget. Samplanering inom regionen skulle kunna leda till att kommuner kan ta emot och ge bort massor som återvinns inom och utom projektet. Detta kan i sin tur leda till minskade deponimängder och deponiavgifter vilket kan minska de totala kostnaderna för detta åtgärdsalternativ.

#### 5.2.4 Kombinerat fräs- och rivningsarbete

I detta avsnitt beskrivs åtgärdsvalet (ÅV/Deponi) där lagertjocklekarna delas upp med hänseende till 16PAH-halterna. Detta för att möjliggöra återvinning av 16PAH-fria lagertjocklekar och transportera lager som klassificerats som farligt avfall till deponi/mottagaranläggning.

Fräsning har i beräkningar används som åtgärd för att möjliggöra återvinning av toppbeläggningen som oftast innehåller 16PAH halter <300 mg/kg. Åtgärdsalternativet har i beräkningarna studerats utifrån att massorna transporteras till asfaltverk för återvinning. Beräkningarna har resulterat i att detta åtgärdsalternativ främst rekommenderas för större projekt eller då det är långt till närmsta deponi ( $\geq 100$  km). Åtgärdsalternativet har i samtliga fall och utifrån mängden CO<sub>2</sub>-utsläpp i samtliga fall varit ett miljövänligare alternativ. Kostnaden för detta åtgärdsalternativ utgår från att provtagning utförs vilket i vissa fall varit en avgörande faktor för de totala kostnaderna och val av åtgärd.

#### 5.2.5 Kvantifiering av mängder

För att kvantifiera mängderna 16PAH i asfalten krävs en kombination av de resultat som erhållits i denna studie. Det är flera variabler som antas vara av betydelse för att kunna kvantifiera mängder med hög precision. De variabler som identifierats genom litteraturstudien och som erhållits från resultaten listas nedan:

- Förkunskap
- Representativ provtagning
- Antalet provtagningar
- Övriga kompletterande undersökningar

Mängder anses kunna kvantifieras genom att besvara frågorna: *Vilken 16PAH halt förekommer?* samt *var förekommer 16PAH-kontaminerade massor?* Dessa frågor kan besvaras genom att följa provtagningsstrategier som nämnt i avsnitt 2.6 *Provtagningsstrategier och analys av provtagningar*. Utifrån provtagningsstrategier kan antalet provtagningar som ska utföras bestämmas. Det går utifrån detta arbetssätt att få representativa halter och medeldjup på 16PAH kontaminerad asfalt. Det kan sedan utifrån exempelvis beräkningsverktyget i Excel beräknas lagertjocklekarna med respektive halter och därifrån erhålls en mängd (volym eller massa).

### 5.2.6 Interpolering av provtagningsdata

Interpoleringen som utfördes för att analysera om provtagningsdata kan vara representativa för områden där provtagningar inte utförts, resulterade i att stora områden med få provtagningar baserades på enstaka provtagningar. Vid kontroll av dessa platser identifierades att precisionen för interpoleringen är låg. Detta eftersom många rödmarkerade områden innehåller provtagningsanalyser med värden 16PAH <70 ppm och motsvarande gäller för grönmarkerade områden med 16PAH >300 ppm. Detta resultat kan bero på att asfaltsprovkroppar har kort räckvidd, se avsnitt 2.6.3.4 *Provernas storlek*. Interpoleringen har även begränsats av de tillgängliga resurserna (kraftfull dator) vilket även kan ha viss påverkan på interpoleringsresultatet. Resultatet som erhöles från interpoleringsverktyget i QGIS var inte konsekvent i de givna halterna för vissa områden. Detta eftersom precisionen var låg dels där få provtagningsdata fanns dels där enstaka provtagningsdata hade stor avvikelse från medelhalterna. Interpoleringen bedöms därför som osäker. Detta eftersom många rödmarkerade områden innehåller provtagningsanalyser med halter 16PAH <70 ppm och motsvarande gäller för grönmarkerade områden med halter 16PAH >300ppm. En kraftfullare dator kan förbättra interpoleringens resultat. Dock anses den bärande faktorn vara antalet provtagningsdata som finns tillgängligt.

### 5.2.7 Effekt av sänkta riktvärden

I tidigare storstadsöverenskommelse mellan gatu- och miljökontoren i Malmö, Stockholm, Göteborg och Västerås togs riktvärden fram för 16PAH kontaminerad asfalt. Dessa riktvärden möjliggjorde återvinning av asfalt innehållande 16PAH halter upp till 1000 mg/kg. Miljöförvaltningar i samråd med Naturvårdsverket beslutade att sänka gränsen för farligt avfall till 300mg/kg vilket begränsar återvinningens utsträckning. Stenkolstjära innehåller ca 30% 16PAH varav 7% är cancerklassificerade ämnen. Det finns dock provtagningar där enbart bens(a)pyren uppmätt halter omkring 7% av 16PAH. Begränsningsvärden som finns reglerade genom EU-direktiv 2008/98/EG ska följas vilket klassificerar asfaltsmassor innehållande 16PAH som farligt avfall då cancerogena koncentrationer  $\geq 0,1\%$  eller Bens[a]pyren överstiger 50 mg/kg (ppm). Utifrån dessa gränsvärden bör det i teorin kunna återvinnas 16PAH kontaminerad asfalt uppemot 1000 mg/kg. Dock är det viktigt att beakta laborationsanalyserns osäkerhet  $\pm 30\%$  för flera av de ingående föreningarna i 16PAH. Utifrån försiktighetsprincipen bör därför denna osäkerhet tillämpas som marginal utöver den teoretiskt tillåtna halten (1000 mg/kg). För att med säkerhet kunna återvinna kontaminerad asfalt under EU-direktivens klassificering kan även ett stort antal lak- och provtagningsanalyser behövas för att motbevisa att kontaminerad asfalt innehållande stenkolstjära klassas som FA. Detta skulle då innebära höga provtagningskostnader.

## 6 Slutsatser och fortsatta studier

Hantering av 16PAH kontaminerad asfalt har i denna rapport studerats utifrån problematiseringen som presenterades i *avsnitt Fel! Hittar inte referensälla. Syfte och frågeställning*. Det övergripande syftet har varit att utreda och studera moment som berör hanteringen från de tidiga projekteringsfaserna fram till slutlig förvaring, destruktion eller återvinning av den kontaminerade asfalten. Målet med rapporten är att kunna dra handfasta slutsatser och presentera rekommendationer för att hanteringen av 16PAH-kontaminerad asfalt ska utföras långsiktigt hållbart. I kommande avsnitt presenteras rekommendationer och slutsatser för hantering av kontaminerad asfalt innehållande 16PAH.

### 6.1 Slutsatser

#### 6.1.1 Deponera eller återvinna kontaminerad asfalt

*Rekommendation:*

- Individuell bedömning av varje enskilt projekt bör alltid utföras
- Ekonomisk lönsamhet uppnås främst genom att riva hela konstruktionen och transportera all massa till deponi. Detta gäller för alla transportavstånd <50km till närmsta deponi/mottagaranläggning
- I mån av utrymme i tillsatt budget bör det eftersträvas att massorna delas upp i återvinning/deponi för att minimera projektets klimatpåverkan. Minskad klimatpåverkan gäller för samtliga fall, dock kan det anses mer rationellt att välja detta åtgärdsalternativ för större projekt  $\geq 2500\text{m}^2$  och där avståndet till närmsta deponi är  $\geq 50\text{km}$

#### 6.1.2 Representativ provtagning

Val av metoder och beräkningsgång är beroende av det enskilda projektets förutsättningar. I *Bilaga 1 – Provtagningsstrategi, schematisk metodik*, föreslås en provtagnings-strategi som kan följas för att erhålla representativ provtagningsdata.

*Rekommendation:*

- Följ schematisk metodik för val av provtagningsstrategi
- Såga provtagningskropparna (asfaltspuckarna) för att identifiera 16PAH:s djup

### 6.1.3 Fält- och labbanalyser

Fält- och labbanalyser ska utföras i större omfattning för asfaltmassor där återvinning ska tillämpas och sparsamt för asfaltmassor som ska transporteras till deponi. Exempel på bedömning av provtagnings omfattning beskrivs nedan:

- Då all asfaltmassa ska transporteras till deponi ska provtagningsanalyser utföras sparsamt och i syfte att informera mottagaren om vilka uppskattade mängder farligt avfall som deponeras. Alternativt kan ansvaret överlämnas till entreprenör/konsult och deponikostnaden ersätts då enligt självkostnadsprincipen.
- Asfaltmassor som ska delas upp i syfte att återvinna en mängd kräver i regel fält- och labbanalyser i större omfattning.
- Kostnader vägs mot nyttan och utförs i den omfattning nyttan > kostnaderna.

Antalet provtagningsanalyser som bör utföras ska som utgångspunkt följa metodiken för provtagningsstrategier. Högre osäkerhet kan accepteras då all massa ska transporteras till deponi/mottagaranläggning

### 6.1.4 Kvantifiera mängder kontaminerad asfalt

En förutsättning för att kunna kvantifiera kontaminerad asfalt är att fält- och labbanalyser utförs. Kvantifiering av kontaminerad asfalt innehållande 16PAH kan beräknas genom erhållet resultat från en representativ provtagning. Representativ data genom lokalisering och halt kan ligga till grund för vidare kvantifiering av mängder. Har provtagning utförts och den kontaminerade asfalten identifierats avseende halter och lokalisering kan både massa och volym kvantifieras genom enklare beräkningar. Förslagsvis kan liknande beräkningsverktyg som använts i denna rapport användas.

### 6.1.5 Interpolerade provtagningsanalyser

Det krävs betydligt fler än de 300 provtagningsanalyser som interpoleras för att erhålla en representativ data som täcker ett område motsvarande Malmö stad.

### 6.1.6 Effekt av sänkta riktvärden

Sänkningen av riktvärden antas inte ha någon större inverkan på det totala cirkulära materialflödet.

## 6.2 Fortsatta studier

Det finns förbättringspotential för samtliga metoder, beräkningar och bedömningar som presenterats i denna utredande rapport. Centralt för denna studies omfattning har varit att relatera befintlig forskning till studerat område. Det studerade området omfattar hantering av 16PAH i asfalt och stor andel av den befintliga och tillgängliga forskningen avser metodik för hantering av jordmassor. I denna och tidigare utförda rapporter framgår det tydligt att 16PAH har olika förutsättningar att transporteras i asfalt, där den är inkapslad i bindemedlet tillskillnad från jordmassor där det ligger fritt. Det finns utvecklings- och anpassningsmöjligheter för flera områden som berör provtagningsmetodiken, återvinningsmöjligheter, laktester i tätortsmiljö, och övriga mätmetoder som exempelvis georadar. Nedan beskrivs idéer och tankar för fortsatta studier som kan förbättra hanteringen av 16PAH i asfalt.

- Provtagningsmetodik
  - Provtagningsstrategierna som presenteras i denna rapport bör testas och analyseras i verklig miljö. Detta för att studera om det genom presenterade strategier faktiskt erhålls representativ provtagningsdata för asfaltbeläggningar innehållande högre halter 16PAH.
- Återvinning av kontaminerad asfalt
  - Kontroll av fräsmassor – Vid uppdelning av beläggningen i återvinnings syfte fräses asfalten som ej klassificerats som FA bort. Vid fräsningsarbetet är det viktigt att fräsen inte kommer i kontakt med kontaminerad asfalt. Det saknas i dagsläget metoder för kontroll av fräsmassor under arbetets gång. Fräsmassorna kan kontrolleras genom spraytest, dock finns förbättringspotential och test av snabba kontroll/analysmetoder kan säkerställa att fräsen inte plockar upp kontaminerad asfalt.
  - Laktester i tätortsmiljö – detta eftersom det i tätortsmiljö ofta är belagd yta från fasad till fasad. Genom att studera lakbarheten och den faktiska exponeringsrisken kan högre riktvärden komma att ses som rimliga för denna miljö. Detta kan i sin tur eventuellt sänka projekteringskostnader genom att en mindre mängd deponeras och deponiavgifter minskas. Det framkommer även av intervjustudien att deponiavgiften är det mest kostnadsdrivande i projekten
  - Lakbarhet från asfalt in till bostadsbebyggelser i tätortsmiljö kan vara relevant att studera för att tillämpa ovannämnd punkt
- Övriga mätmetoder
  - Georadar – Att tillämpa andra mätmetoder som exempelvis georadar i fältundersökningar kan underlätta att identifiera kontaminerad asfalt. Detta genom att identifiera IM som det i denna rapport visat sig vara bland de vanligaste beläggningstyperna med höga halter 16PAH. Det finns pågående utredningar för att identifiera IM genom denna metod.





## 7 Referenser

- Academic Work. (2022). Intervjuguide: 3 intervjutekniker – vilken väljer du?.  
<https://www.academicwork.se/insights/arbetsgivare/intervjutekniker>  
[13-05-2022]
- Arbetsmiljöverket. (2020). *Arbetsgivarens ansvar för arbetsmiljön*.  
Arbetsmiljöverket. <https://www.av.se/arbetsmiljoarbete-och-inspektioner/arbetsgivarens-ansvar-for-arbetsmiljon/> [6-5-2022]
- Avfall Sverige. (2020). *Svensk avfallshantering 2019*. Malmö: Avfall Sverige.
- Bergkvist. (2016). *Hantering av returlass vid beläggningsarbeten*.  
Helsingborg: Lunds universitet.
- Bolk, H., & van der Zwan, J. (2001). *Thermal conversion of tar-containing asphalt integrated into the asphalt production process in combination with energy recovery and reuse of minerals*. Breukelen, The Netherlands : Foundation Eurasphalt, 2000.
- Bryman, A. (2018). *Samhällsvetenskapliga metoder* (3 uppl., Vol. tredje upplagan). (B. Nilsson, Övers.) Oxford, England: Oxford university.
- Burstyn, I., Boffetta, P., Heederik, D., Partanen, T., Kromhout, H., Svane, O., Stucker, I., Shaham, J., Ahrens, W., Cené, S., Ferro, G., Heikkilä, P., Hooiveld, M., Johansen, C., Randem, B.G., Schill, W. (2003). Mortality from Obstructive Lung Diseases and Exposure to Polycyclic Aromatic Hydrocarbons among Asphalt Workers. *American Journal of Epidemiology*, Volym 158, Issue 5, 1 September 2003, ss. 468–478, <https://doi.org/10.1093/aje/kwg180>
- de Hoffman, E., & Strootbant, V. (2007). *Mass spectrometry : principles and applications*. West sussex, England.
- Eurofins. (2022). *Eurofins - produktblad*. Provberedning och Samlingsprov.
- Eurolab. (2022). Gaskromatografi flamjoniseringsdetektor (GC-FID) testlaboratorium. [https://www.laboratuvar.com/sv/testler/kimyasal-testler/gaz-kromatografi-alev-iyonlasmali-dedektor-\(gc-fid\)-test-laboratuvari/](https://www.laboratuvar.com/sv/testler/kimyasal-testler/gaz-kromatografi-alev-iyonlasmali-dedektor-(gc-fid)-test-laboratuvari/) [16-04-2022]
- Europeiska kommissionen. (2018). Kommissionens tillkännagivande om teknisk vägledning om klassificering av avfall. doi:(2018/C 124/01)
- Ferguson, C. (den 34-38 Juni 1992). The statistical basis for spatial sampling of contaminated land. *Ground engineering*, s. 5.
- Gerdin, M., & Wikström, C. (2005). *Inventering och hantering av tjärhaltiga vägbeläggningar*. Samhällsbyggnad, Geoteknik. Luleå: Luleå tekniska universitet.
- Ghahri, A., Seydi, P., Khademi, F., Zakersani, H., Seydi, E., .. & . (2021). The polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs)-induced toxicity in asphalt workers neutrophils through induction of oxidative stress. *Toxicol. Environ. Health Sci.* 13, 389–396 (2021).  
<https://doi.org/10.1007/s13530-021-00106-5>

- Gilbert, R. (1987). *Statistical methods for environmental pollution monitoring*. New York, USA: Van Nostrand Reinhold Company Inc.
- Göteborg stad. (2021). Statistikdatabas Göteborgs Stad.  
[http://statistikdatabas.goteborg.se/pxweb/sv/1.%20G%c3%b6teborg%20och%20dess%20delomr%c3%a5den/1.%20G%c3%b6teborg%20och%20dess%20delomr%c3%a5den\\_\\_Kommun\\_\\_Befolkning\\_\\_Folkm%c3%a4ngd\\_\\_Folkm%c3%a4ngd%20hel%c3%a5r/10\\_FolkmHelar\\_GBG.px/table/tableViewLayout1/](http://statistikdatabas.goteborg.se/pxweb/sv/1.%20G%c3%b6teborg%20och%20dess%20delomr%c3%a5den/1.%20G%c3%b6teborg%20och%20dess%20delomr%c3%a5den__Kommun__Befolkning__Folkm%c3%a4ngd__Folkm%c3%a4ngd%20hel%c3%a5r/10_FolkmHelar_GBG.px/table/tableViewLayout1/) [12-05-2022]
- Göteborg Stad. (2022). *goteborg.se*. Asfalt och tjärasfalt  
<https://goteborg.se/wps/portal/start/foretag/tillstand-och-regler/miljo--och-halsoskydd/fororeningar-i-mark--vatten-och-byggnader/asfalt-och-tjarasfalt> [20-03-2022]
- Heimeryd, O. (2014). *Formulering av begränsningsvärden*. Juridiska institutionen. Uppsala: Uppsala universitet.
- IBM Cloud Education. (2020). *IBM*. Monte Carlo-simulation.  
<https://www.ibm.com/cloud/learn/monte-carlo-simulation> [19-05-2022]
- Izzo, M., & Myhr, A. (2015). *Lastbilars klimateffektivitet och utsläpp*. Stockholm: Tranfikanalys. Rapport: 2015:12
- Jacobson, T., & Bäckman, L. (2002). Linköping: VTI.
- Jacobsson, T., & Granvik, M. (Maj 2003). *Asfaltsskolan.se*. Stenkolstjära i asfaltmassor.
- James, F. (1980). *Monte Carlo theory and practice*. Storbritannien: Reports on Progress in Physics. Volym: 43
- Jepsson, S., & Nyberg, E. (2017). *Återvinning av asfalt och betong*. Institutionen för Bygg- och Miljöteknologi, Avdelningen för Byggnadsmaterial. Lund. Lunds universitet.
- Kalos, H., & Whitlock, P. (2008). *Monte Carlo Methods* (andra uppl.). Weinheim: Wiley-VCH GmbH & Co.
- Kargar-shouroki, F., Miri, M., Sakhvidi, M., Sangchi, S., Madadizadeh, F., (2021). Genotoxic effect of exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in asphalt workers. doi.org/10.17179/excli2021-3487
- Kemakta Konsult AB. (2017). *Datablad för Polycykliska aromatiska kolväten*. Stockholm: Naturvårdsverket.
- Klackenberg, J. (den 26 Maj 2016). *KTH*. Vad kostar utsläppen?  
<https://www.kth.se/om/nyheter/centrala-nyheter/vad-kostar-utslappen-1.652986> [20-03-2022]
- Kullander, B. (2011). *Provtagning vid kontroll av asfaltbeläggning*. Trafikverket. TRVMB 703
- Larsson, L. (2001). *Kolonnlakning av polyaromatiska kolväten ur krossade schaktmassor av vägbeläggning, mellanlagrade vid Tagene, Göteborg*. Linköping: Statens geotekniska institut. ISSN: 1100-6692

- Lindahl, T., & Ulmgren, N. (2003). *Återvinning av asfaltmassor innehållande stenkolstjära*. Stockholm: NCC Roads Sverige .
- Livsmedelsverket. (2021). *Livsmedelsverket.se*. Polycykliska aromatiska kolväten (PAH). <https://www.livsmedelsverket.se/livsmedel-och-innehall/oonskade-amnen/miljogifter/polycykliska-aromatiska-kolvaten-pah> [04-01-2022]
- Lundberg, K. (2019). *Kommunala styrmedel för minskad klimatpåverkan från masstransporter*. Stockholm: Ecoloop AB.
- Malmö stad. (2018). *Teknisk handbok*. Miljö - asfalt allmänt: <http://projektering.nu/asfalt.html> [27-04-2022]
- Malmö stad. (2021). Befolkning: <https://malmo.se/Fakta-och-statistik/Befolkning.html> [12-05-2022]
- Malmö stad. (2022). Diagram och kartor. <https://malmo.se/Stadsutveckling/Tema/Bostadsbyggande/Bostadsstatistik/Diagram-och-kartor.html> [20-04-2022]
- Metropolis, N., & Ulam, S. (1949). The Monte Carlo Method. *Journal of the american statistical association*, 44(247), ss. 335-341.
- Natanaelsson, K., & Eriksson, T. (2020). *Implementering av bärighetsklass 4*. Borlänge: Trafikverket.
- Naturvårdsverket. (1998). *Förslag till riktvärden för förorenade bensinstationer*. Stockholm: Naturvårdsverket. ISBN: 91-620-4889-9
- Naturvårdsverket. (2004). *Naturvårdsverkets författningssamling*. Naturvårdsverket.
- Naturvårdsverket. (2008). *Avfall i Sverige 2006*. Stockholm: Naturvårdsverket.
- Naturvårdsverket. (2009). *Riktvärden för förorenad mark*. Modellbeskrivning och vägledning, Stockholm.
- Naturvårdsverket. (2019). *Begränsad klimatpåverkan*. Stockholm: Naturvårdsverket. <https://www.naturvardsverket.se/om-oss/publikationer/6800/begransad-klimatpaverkan/> [6-05-2022]
- Naturvårdsverket. (2022a). Lagar och regler om avfall. <https://www.naturvardsverket.se/vagledning-och-stod/avfall/lagar-och-regler-om-avfall/> [11-03-2022]
- Naturvårdsverket. (2021). *Avfallsförordningen*. Avfallsklassificering 2 kap. Avfallsförordningen.
- NFS 2004:10. Naturvårdsverkets författningssamling.
- Norrman, J., Back, P., Engelke, F., Sego, L., Wik, O., & . (2009). *Provtagningsstrategier för förorenad jord*. Stockholm: Naturvårdsverket.
- Norrman, J., Purucker, T., Back, P., Engelke, F., Stewart, R., & . (2009). *Metodik för statistisk utvärdering av miljötekniska undersökningar i jord*. Stockholm: Naturvårdsverket.
- Ntexas Inrikes AB. (2022). Klimatkalkylatorn. <https://ntexinrikes.se/hallbarhet/klimatvalet/> [20-03-2022]

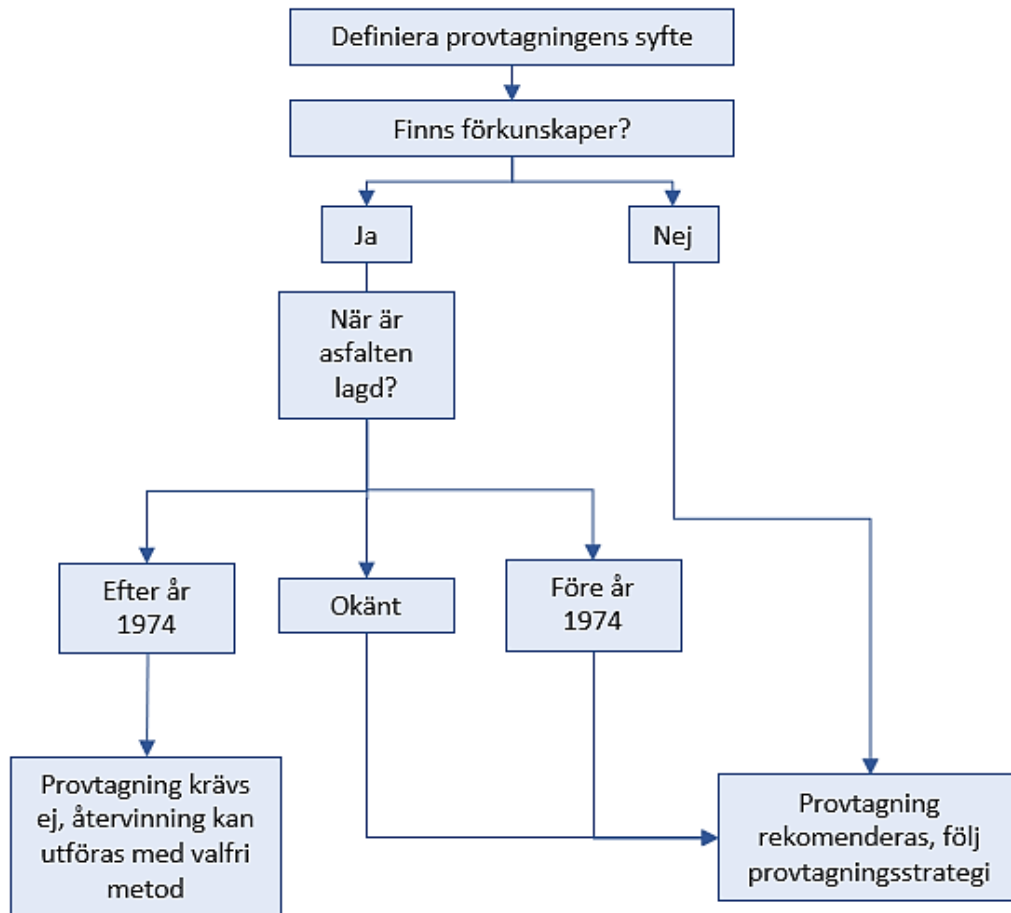
- NTR. (2022). *transportmeasures*. NTMCalc Basic 4.0.  
<https://www.transportmeasures.org/ntmcalc/v4/basic/index.html#/> [02-04-2022]
- Olsson, L. (2019). Ny standard översätter miljöpåverkan till pengar.  
*KvalitetsMagasinet*. <https://kvalitetsmagasinet.se/ny-standard-oversatter-miljopaverkan-till-pengar/> [9-05-2022]
- Paulsson, U. (2020). *Examensarbeten - att skriva uppdragsbaserade uppsatser och rapporter* (1:1 uppl.). Lund: Studentlitteratur.
- Perhans, A. (2003). *Utlakning av polycykliska aromatiska kolväten ur asfalt och förorenad mark*. Stockholm: IVL Svenska Miljöinstitutet AB.
- Potucek, J., & Granlund, J. (2000). Vägarnas roll i samhället.  
<https://asfaltboken.se/vagarnas-roll-i-samhallet/> [20-04-2022]
- Redelius, P. (2022). Bindemedel. <https://asfaltboken.se/bindemedel/> [20-04-2022]
- Rexhepi, F., & Samuelsson, L. (2021). *Polycykliska aromatiska kolväten vid vägtekniska undersökningar*. Examensarbete. Helsingborg: Lunds universitet.
- SCB. (2021). Folkmängd, topp 50. <https://www.scb.se/hitta-statistik/statistik-efter-amne/befolkning/befolkningens-sammansattning/befolkningsstatistik/pong/tabell-och-diagram/topplistor-kommuner/folkmangd-topp-50/> [12-05-2022]
- SFS 1998:808. Miljöbalk. Miljödepartementet.  
[https://www.riksdagen.se/sv/dokument-lagar/dokument/svensk-forfattningssamling/miljobalk-1998808\\_sfs-1998-808](https://www.riksdagen.se/sv/dokument-lagar/dokument/svensk-forfattningssamling/miljobalk-1998808_sfs-1998-808)
- SFS 2001:512. Förordning om deponering av farligt avfall. Miljödepartementet. [https://www.riksdagen.se/sv/dokument-lagar/dokument/svensk-forfattningssamling/forordning-2001512-om-deponering-av-avfall\\_sfs-2001-512](https://www.riksdagen.se/sv/dokument-lagar/dokument/svensk-forfattningssamling/forordning-2001512-om-deponering-av-avfall_sfs-2001-512)
- SFS 2020:614. Avfallsförordningen. Miljödepartementet.  
[https://www.riksdagen.se/sv/dokument-lagar/dokument/svensk-forfattningssamling/avfallsforordning-2020614\\_sfs-2020-614](https://www.riksdagen.se/sv/dokument-lagar/dokument/svensk-forfattningssamling/avfallsforordning-2020614_sfs-2020-614)
- SGF. (2022). *Förorenade områden*. Strategi.  
<https://www.fororenadeomraden.se/index.php/undersoeningsstrategier/provtagningsstrategier/provtagningsstrategi-strat den> [16-04-2022]
- SGF. (2022a). *PAH*. Svenska Geotekniska Föreningen.  
<https://atgardsportalen.se/fororeningar/pah> [16-04-2022]
- SGI. (2019). *Klassning av förorenade jordmassor in situ*. SGI.
- SIS. (2020). *Svenska institutet för standarder*. ISO 14008:2020
- SKR. (2022). *SKR*. Drift och underhåll:  
<https://skr.se/skr/samhallsplaneringinfrastruktur/trafikinfrastruktur/drift-ochunderhall.291.html> [10-06-2022]
- Stockholm stad. (2022). *PAH*.  
<https://miljobarometern.stockholm.se/miljogifter/pah/> [25-04-2022]

- Sulejmani, P. (2022). Provtagningsprotokoll.
- Sundqvist, J.-O., & Palm, D. (2010). *Miljöpåverkan från avfall*. Stockholm: IVL Svenska miljöinstitutet AB. IVL, Rapport B1930
- Svensson, B., Sandahl, O., & Andersson, C. (2005). *Asfalsboken*. Transport: <https://asfaltboken.se/transport/> [20-02-2022]
- Sveriges Kommuner och Regioner. (2021). Diagram för befolkningen. <https://skr.se/skr/ekonomijuridik/ekonomi/sectornisiffror/diagramforbefolkningen.1882.html> [20-04-2022]
- Sveriges miljömål. (2021). *Begränsad klimatpåverkan - saker kommuner kan göra*. Naturvårdsverket. <https://www.sverigesmiljomal.se/stod-och-rad-i-miljoarbetet/begransad-klimatpaverkan---saker-kommuner-kan-gora/> [06-05-2022]
- Sveriges Miljömål. (2021). *Sveriges 16 miljö kvalitetsmål*. <https://www.sverigesmiljomal.se/> [06-05-2022]
- Sveriges Riksdag. (2020). Avfallsförordningen (SFS 2020:614). [https://www.riksdagen.se/sv/dokument-lagar/dokument/svensk-forfattningssamling/avfallsforordning-2020614\\_sfs-2020-614](https://www.riksdagen.se/sv/dokument-lagar/dokument/svensk-forfattningssamling/avfallsforordning-2020614_sfs-2020-614) [26-04-2022]
- SYSÄV. (2022). Farligt avfall. Malmö, Sverige: SYSÄV. Farligt avfall. [https://www.sysav.se/om-oss/Om-avfall/Farligt\\_avfall/](https://www.sysav.se/om-oss/Om-avfall/Farligt_avfall/) [20-05-2022]
- Trafikanalys. (2020). *Hur mycket släpper olika fordonstyper ut?* <https://www.trafa.se/vagtrafik/hur-mycket-slapper-olika-fordonstyper-ut-11561/> [01-03-2022]
- Trafikanalys. (2021). *Trafa*. Trafikarbete på svenska vägar. <https://www.trafa.se/vagtrafik/trafikarbete/> [11-06-2022]
- Trafikanalys. (2022). Gör ditt eget statistikurval. <https://www.trafa.se/vagtrafik/trafikarbete/?cw=1&q=t0401|fordonkm|ar|flslagh:10> [20-04-2022]
- Trafikverket. (2012). *Förstärkningsåtgärder*. Rapport: 2012:090. Borlänge: Trafikverket Rapport: 2012:090
- Transportstyrelsen. (2013). *Transportstyrelsen*. Lastbil. <https://www.transportstyrelsen.se/sv/vagtrafik/Fordon/Fordonsregler/Lastbil/> [05-03-2022]
- Tyllgren, P. (2004). *Metodik för bestämning av mängden 16PAH i vägbeläggningar*. Lomma: Skanska Sverige AB. referens: ra040428a
- Ulmgren, N., & Lundström, R. (2004). *Teknisk och ekonomisk värdering av asfaltmassor med returavfall*. Stockholm: NCC Roads Sverige.
- Vägverket. (2004). *Hantering av tjärhaltiga beläggningar*. Borlänge: Vägverket. ISSN: 1401-9612
- Westergren, P. (2004). *Handbok för återvinning av asfalt*. sektion för vägteknik. Vägverket.
- Wiman, L., & Tholén, O. (2022). *Asfaltboken*. Vägens uppbyggnad. <https://asfaltboken.se/vagens-uppbyggnad/> [20-04-2022]



## 8 Bilagor

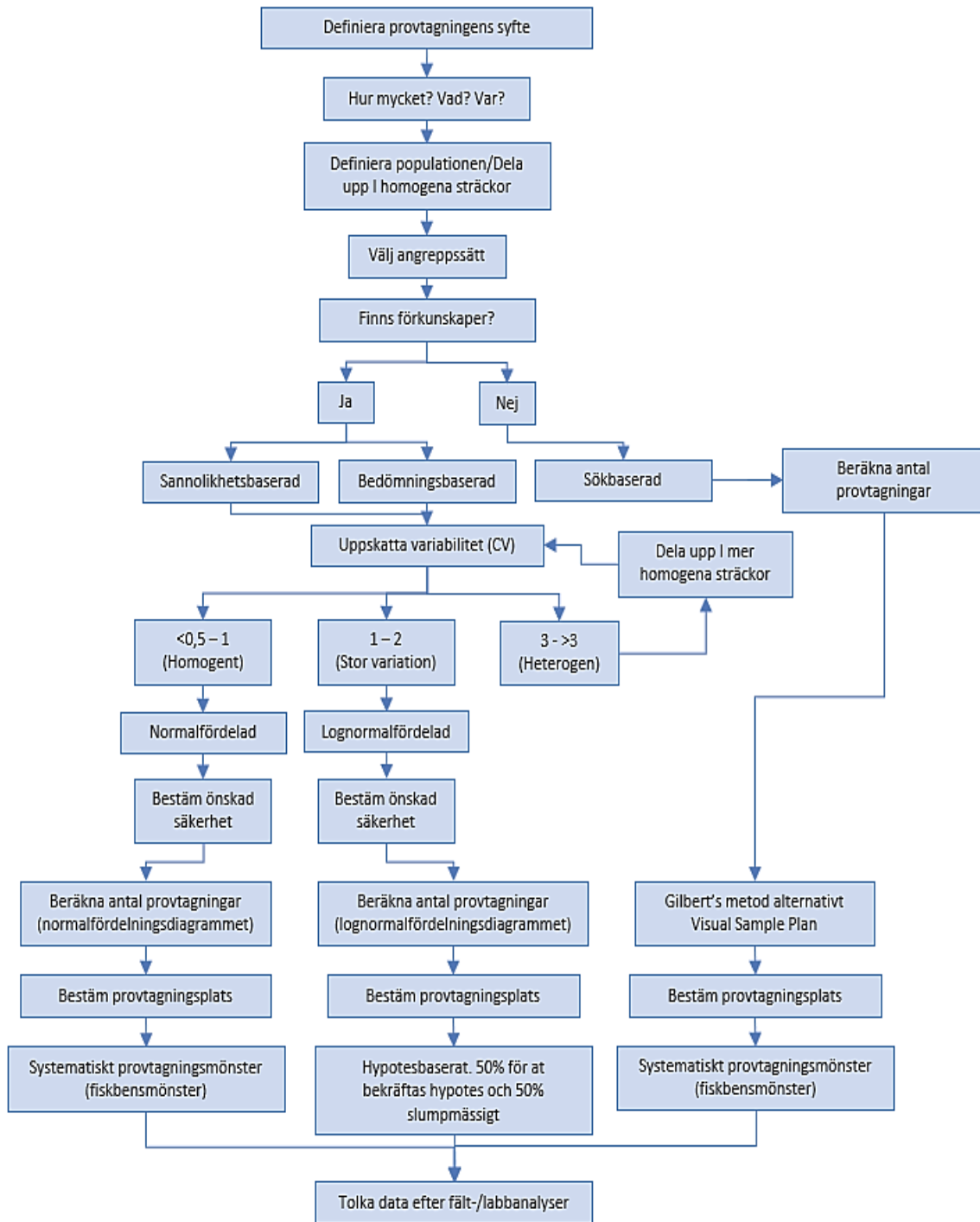
### 8.1 Bilaga 1 – Provtagningsstrategi, schematisk metodik



Figur B1: Schematisk figur för bedömning om provtagning och fältanalys behövs

Landar resultatet i att provtagning rekommenderas följs nästkommande schematiska process för provtagningsstrategier enligt *Bilaga 2 – Process för provtagningsstrategier*

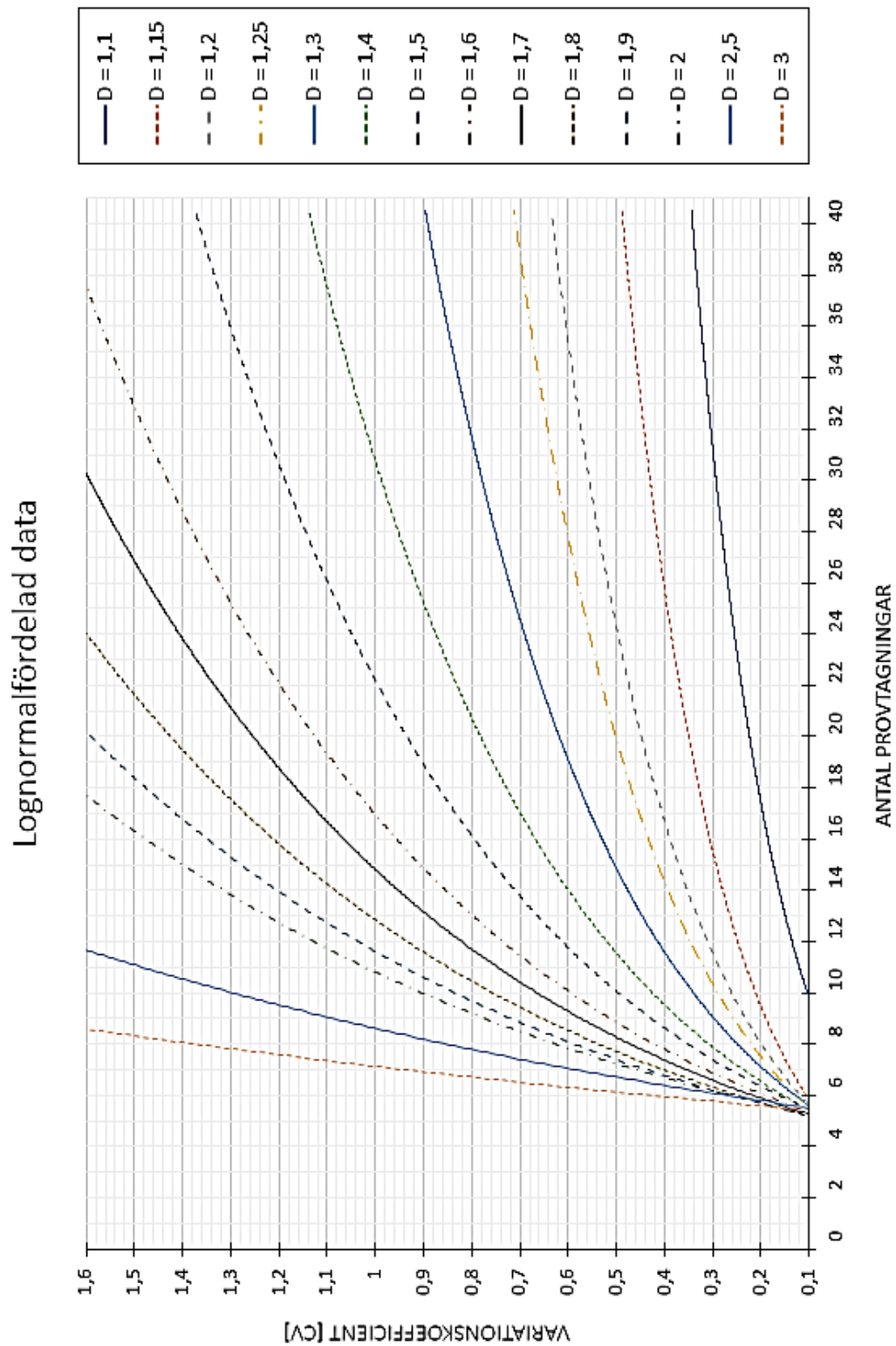
## 8.2 Bilaga 2 – Process för provtagningsstrategier



Figur B2: Schematisk figur för bestämning av provtagningsstrategi



### 8.3 Bilaga 3 – Beräkning av antal provtagningar



Figur B3: Antal prov för lognormalfördelade data

## E Antal prov från en lognormalfördelad population baserat på konfidensintervall

### E.1 Metod baserad på konfidensintervall för medelvärdet

Enligt Gilbert (1987) kan den ensidiga övre  $1-\alpha$  konfidensgränsen  $UCL_{1-\alpha}$  beräknas enligt följande (ekvation 13.13 på sidan 170):

$$UCL_{1-\alpha} = \exp\left(\bar{y} + \frac{s_y^2}{2} + \frac{s_y \cdot H_{1-\alpha}}{\sqrt{n-1}}\right) \quad (\text{Ekv. E-1})$$

där  $\bar{y}$  och  $s_y$  är det aritmetiska medelvärdet respektive standardavvikelsen av  $n$  stycken logtransformerade värden  $y_i = \ln x_i$ .  $H_{1-\alpha}$  är H-statistiken enligt Land (1971; 1975); se Gilbert (1987). Vidare gäller följande samband (Strom and Stansbury, 2000):

$$\bar{x} = \exp\left(\bar{y} + \frac{s_y^2}{2}\right) \quad (\text{Ekv. E-2})$$

samt

$$s_y = \sqrt{\ln(CV^2 + 1)} \quad (\text{Ekv. E-3})$$

Vi kan nu applicera (E-2) och (E-3) i (E-1):

$$UCL_{1-\alpha} = \bar{x} \cdot \exp\left(\frac{\sqrt{\ln(CV^2 + 1)} \cdot H_{1-\alpha}}{\sqrt{n-1}}\right) \quad (\text{Ekv. E-4})$$

Kvoten  $\frac{UCL_{1-\alpha}}{\bar{x}}$  anger hur många gånger större än medelvärdet som  $UCL$  är, dvs. önskad grad av säkerhet i medelvärdet. Vi betecknar denna kvot med  $D$ . Det är förhållandevis enkelt att ange ett rimligt värde på  $D$ . Exempelvis betyder  $D=1,5$  att vi accepterar att uppmätt medelhalt får vara upp till 50% högre än den verkliga medelhalten (med 95% säkerhet om  $\alpha=0,05$ ). Vidare är variationskoefficienten  $CV$  möjlig att uppskatta från tidigare genomförda undersökningar. Antalet prov  $n$  kan lösas ut från ekvation (E-4):

$$n = \frac{\ln(CV^2 + 1) \cdot H_{1-\alpha}^2}{(\ln D)^2} + 1 \quad (\text{Ekv. E-5})$$

Antalet nödvändiga prov kan nu beräknas med ekvation (E-5), givet att rimliga värden anges för  $D$  och  $CV$ . Notera att  $H_{1-\alpha}$  är en funktion av både  $\alpha$ ,  $CV$  (alltså även  $\sigma$ ) och  $n$ . Detta innebär att ekvation (E-5) måste lösas genom iteration. I avsnitt 3.6.5 samt i Bilaga G redovisas en graf som utgår från ekvation (E-5) och som kan användas för att snabbt beräkna antalet prov.

Figur B4: Härledning av ekvation för beräkning av antal provtagningar (Norrman, et al., 2009, s. 93)

## 8.4 Bilaga 4 – Resultat av testprojekten

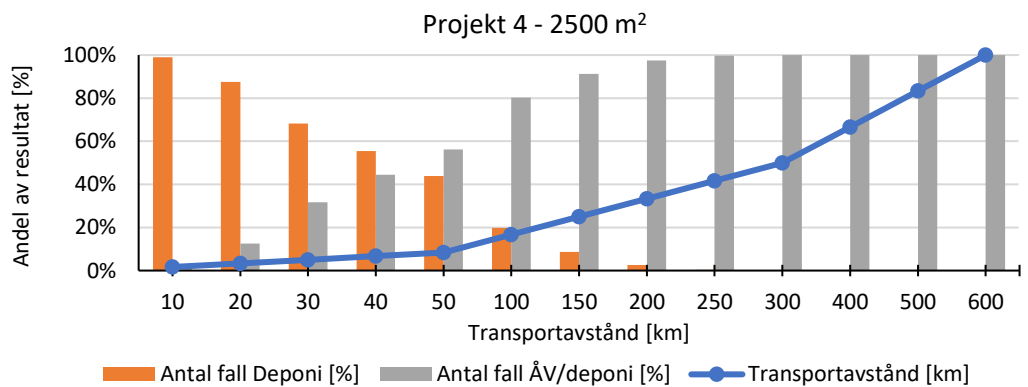
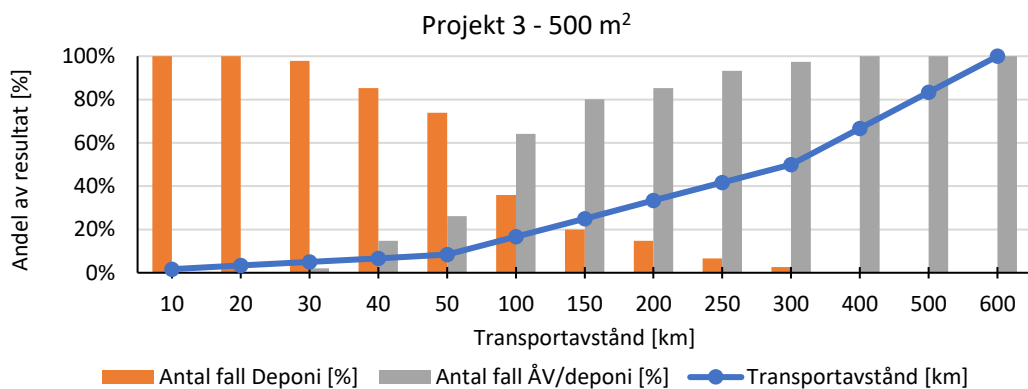
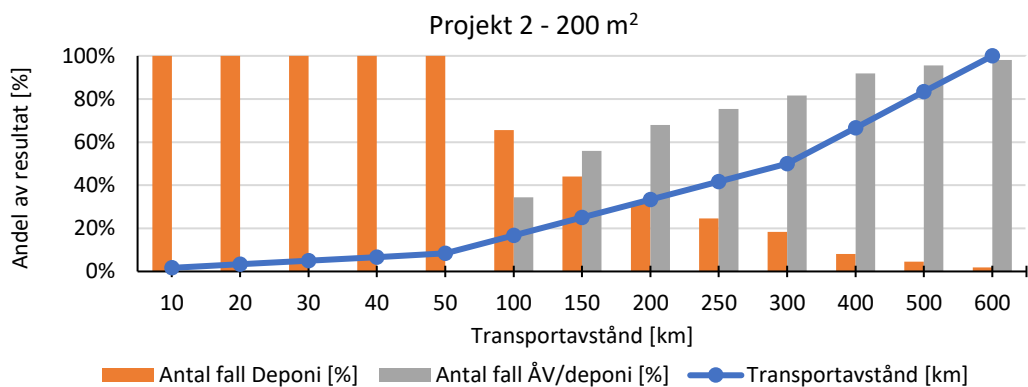
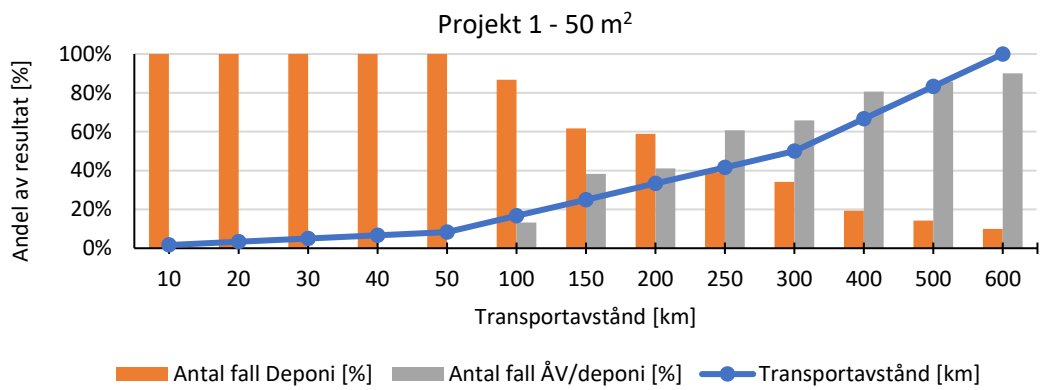
I denna bilaga redovisas resultat avseende transportavstånd samt WTP för den 1000:e simuleringen.

### 8.4.1 Transportavstånd

Transportavståndet har beräknats genom att simulera avståndet 1000 gånger. Projektstorleken har behållits konstant för respektive projekt 1–4. Lagertjocklek har simulerats 1000 gånger, se Tabell B1. Massa, volym och totala tjockleken benämns också som simuleringar i Tabell B1 eftersom dessa beräkningar är beroende av lagertjocklekarna.

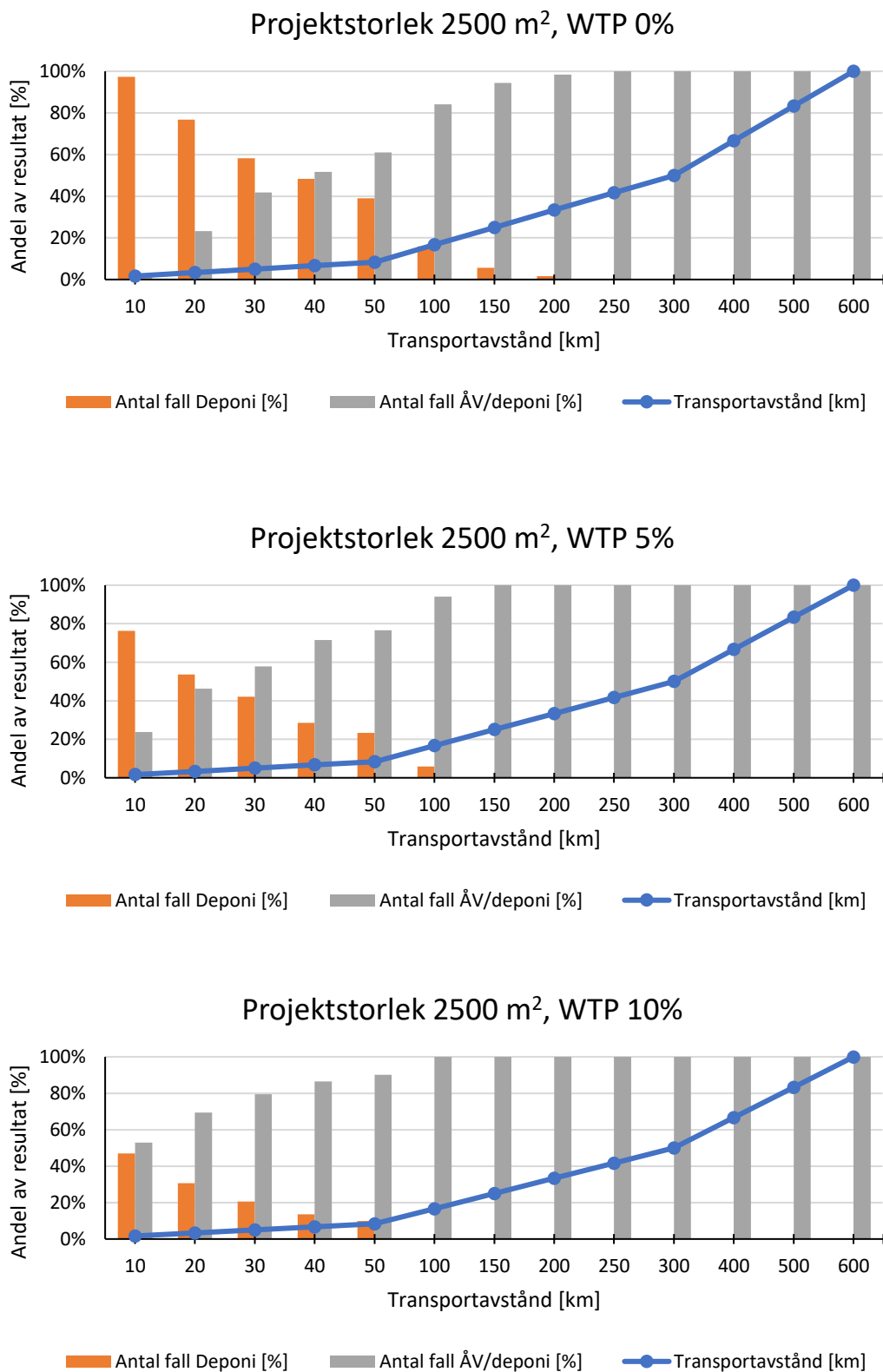
**Tabell B1: Indata som använts för transportavståndens resultat.**

<b>Indata</b>	<b>Enhet</b>	<b>Mängd</b>
Projektets storlek	m <sup>2</sup>	Projektbaserat
Massa	ton	Simulera x1000
Volym	m <sup>3</sup>	Simulera x1000
Typ av gata		Huvudgata
PAH fritt djup	mm	Simulera x1000
Tjocklek PAH (>300 ppm)	mm	Simulera x1000
Total tjocklek	mm	Simulera x1000
Avstånd till Deponi	km	Intervall
Avstånd asphaltverk	km	Intervall
Fordonstyp lastare	ton	4 axlad+släp
Lastkapacitet	ton	35
Indexreglering	%/år	2%
Indexreglerat år till	år	2022
WTP (Betalningsvilja)	% eller SEK	0%



**Figur B5: Resultat av analyserat transportavstånd för respektive testprojekt 1-4**

## 8.4.2 Resultat av olika WTP-värden 0–10%



**Figur B6: Resultat från analyserade WTP-värden 0–10%**

## 8.5 Bilaga 5 – Intervjuguide

Intervjustudien har följt en intervjuguide. Rapportens syfte har legat till grund för utformningen av denna intervjuguide. Intervjuerna har sedan inletts genom följande steg:

1. Förklara syftet med exjobbet och intervjun. Syftet med denna intervjustudie är att utreda och få klarhet i frågor som berör hantering av PAH i asfalt.
2. Det förklaras för respondenten att det går bra att hoppa över frågor, återkoppla vid senare tillfälle eller alternativt hänvisa till annan person/kollega i frågor där det råder tveksamhet.
3. Respondenten informeras om att hen kan lägga till frågor både innan-/ efter intervjun
4. Fråga kring samtycke för inspelning av intervju och namn
5. Respondenten bes beskriva vad hen har för titel och arbetsroller inom kommunen

### 8.5.1 Frågeställning - kommun

- Hur klassificerar ni asfaltmassor innehållande 16PAH?
  - Vilka riktvärden förhåller ni er till och hur har ni kommit fram till de?
- Påverkar projektets karaktär hur ofta ni provtar?
  - Hur ofta provtas det?
- Hur bestäms provtagningsplatserna och varför?
  - Vilka faktorer påverkar val av provtagningsplats?
- Idag finns inga tydliga riktlinjer om man ska skicka in hela- eller delar av den uppborrade asfaltprovkroppen. Vilken del av provet skickas in för labbanalys?
  - Utförs det fältanalys (spraytest och lukt) och påverkar det vilken del som skickas in till labb?
- Kan ni berätta om något projekt där 16PAH i asfalt har förekommit
  - Hur hanterade ni det?
  - Har det hanterats olika beroende på projekt?
  - Hur många gånger händer det att projekt blir dyrare pga. 16PAH? I sådana fall vad har varit kostnadsdrivande?
- Har ni andra strategier än ovannämnda strategier för hantering av PAH som ni använder er av?
- Avstånd till närmaste deponi hur ser ni på det? På vilket sätt tar ni hänsyn till det?
  - Vart brukar ni främst deponera
  - Finns det någon begränsning avseende deponimängd
- Har ni några skrifter/handböcker för hantering av PAH? Eller refererar ni till någon annan publikation/myndighet?
- Hur dokumenteras projekt där PAH hanterats?
  - Vilka krav har ni för provtagningsprotokoll, dvs vad ska ingå?
  - Rapporterar ni till er miljöförvaltning?
- Vad behöver entreprenören lämna pris på under upphandlingen?

## 8.5.2 Tillägsfrågor för upphandlare

Utöver samma frågor som för kommun ställdes även följande frågor för intervjuad upphandlare:

- I regel hur ofta provtas 16PAH under förstudien, detaljprojekteringen och entreprenaden?
  - Hur ser ni på provtagningsfrekvensen?
- Vilken AMA-kod refererar ni till för hantering av 16PAH?
  - Hur är koden specificerad?
  - Hur reglerar ni mängderna?
  - Sker prissättning utifrån era teoretiska mängder eller sätter ni inga mängder)
    - Om det mängdsätts hur gör ni det?
    - I vilka spann?
- Hade ni behövt/önskat ytterligare information under de olika projektfaserna för att kunna mängda 16PAH på ett bättre sätt?
  - Finns det pågående projekt/utveckling för att kunna mängda på bättre sätt?