

HUVUDSTUDIE FÖR DET F.D. GASVERKET I ESLÖV

Eslövs kommun
2025-02-19



Huvudstudie

För det före detta gasverket i Eslöv

Beställare

Eslövs kommun
Gröna Torg 2
241 30 Eslöv
Org. nr. 212000–1173

Kontaktpersoner:
Magnus Hall, Eslövs kommun
Anders Nilsson, Eslövs kommun

Konsult

Ensucon AB
Stora Södergatan 8C
222 23 Lund
Org. nr. 559161–3608

Tel: +46 793 37 99 83
<https://ensucon.se/>

Uppdragsledare

Oskar Karlsson
Tel: +46 722 05 07 37
oskar.karlsson@ensucon.se

Handläggare

Alice Rundegren
Tel: +46 730 37 02 96
alice.rundegren@ensucon.se

Biträdande uppdragsledare

David Lundh
Tel: +46 709 98 89 01
david@ensucon.se

Granskare

Lina Oskarsson
Tel: +46 723 01 98 48
lina.oskarsson@ensucon.se

Projektnummer:	210179
Upprättad av:	Alice Rundegren Oskar Karlsson
Datum:	2025-02-19
Version:	1.1.

Figuren på framsidan: Fotografi (Ensucon, 16-12-2021) som visar OHIP sondering med hjälp av geoteknisk borrhåndvagn inom parken på fastigheten Eslöv 54:2.

SAMMANFATTNING

BAKGRUND

Ensucon AB har på uppdrag av Eslövs kommun genomfört en huvudstudie för det före detta gasverksområdet i Eslövs kommun. Området är beläget i de östra delarna av Eslöv tätort och utgörs i dagsläget av både bostäder, park och industri.

Den tidigare gasverksverksamheten bedrevs inom södra delen av fastigheten Morkullan 4 samt inom delar av Eslöv 54:2 och norra delen av Morkullan 16 från tidigt 1900-tal till 1961. Verket hade två våtklockor, destilleringshus, myrmalmshus, kollador (förvaring av kol) samt värmepanna. Under tidigt 1950-tal revs kolladorna och vertikala ugnar anlades. Deponering av restprodukter skedde på olika områden i anslutning till gasverksamheten, även på nuvarande bostadsfastigheter väster om Gasverksgatan.

Gasverksamheten förbrände stenkol för att producera stadsgas, som förvarades i gasklockorna innan distribution till staden. Restprodukter i produktionen inkluderade stenkolstjära, förbrukad myrmalm eller reningsmossa, beroende på verksamhetsperiod, med inbunden cyanid.

Objektet har vid tidigare Förstudie tilldelats riskklassen 1, mycket stor risk. Syftet med huvudstudien har varit att i plan och djup avgränsa källområden, utreda spridning via förångning och grundvatten, genomföra en riskbedömning och utreda åtgärdsbehovet, precisera åtgärds mål samt ta fram en åtgärdsutredning och riskvärdering.

UTFÖRDA UNDERSÖKNINGAR

Tidigare och föreliggande undersökningar av objektet har omfattat analyser av jord inklusive lakttest, grundvatten, dagvatten och sediment i dagvattenbrunnar, ytvatten och sediment i recipienten för dagvattnet samt porgas och inomhusluft. Det har även utförts en så kallad OHIP-sondering, en direktmätning i marken med avseende på fluorescerande kolväten så som alifater, aromater och polyaromatiska kolväten (PAH).

FÖRORENINGSSITUATION

Genom jordprovtagning och OHIP-sondering har fem källområden kunnat identifieras (Figur 1). Dessa utgörs av områden där höga halter av framförallt aromater och PAH-H har påträffats över gränsvärden för farligt avfall (FA). I flertalet provpunkter förekommer även halter av metaller, alifater, aromater, BTEX (bensen, toluen, xylener) och cyanid som överskrider riktvärdet för mindre känslig markanvändning (MKM). De olika källområdena uppvisar olika karaktär med avseende på föroreningarnas vertikala utbredning samt till viss del även vilka föroreningar som påträffas, vilket sannolikt hör samman med olika markanvändning när gasverksverksamheten bedrevs. Källområdena är också olika väl avgränsade. Vid ytligt jordprovtagning i parken och villaområdet påträffades generellt halter överskridande Naturvårdsverkets generella riktvärde för känslig markanvändning (KM).

I sediment- och dagvattenprov som uttagits från dagvattenbrunnar påvisades viss påverkan öster om området med avseende på PAH, BTEX, alifater och cyanid.

I inomhusluft och porgas har ingen påverkan överskridande aktuella riktvärden eller gränsvärden kunnat påvisas. Mätningarna har utförts både inom industriområde och villaområde. Flyktiga föroreningar har påvisats men bedöms utgöra en acceptabel risk eftersom de inte överskrider riktvärdena.



Figur 1. Identifierade källområden med föroreningshalter som i flertalet punkter överskrider gränsvärdet för farligt avfall (FA) inom undersökningsområdet. De svarta linjerna tillsammans med vit text anger de delområden som definierats, beroende på historisk information och föroreningssituation.

RISKER MED UPPMÄTTA HALTER

Riskerna är identifierade utifrån att representativa halter i jord inom källområden överstiger platsspecifika riktvärden (PSRV) för respektive markanvändning, vilket baseras på platsspecifika antaganden om bland annat exponering i ett kort- och långsiktigt perspektiv. Halter av bly, PAH, aromater och bensen inom villaområdet kan medföra oacceptabla hälsorisker för boende i villaområdet. Halter av bly, PAH, aromater, bensen, toluen och xylener inom parkområdet kan medföra oacceptabla hälsorisker inom parkområdet. Halter av PAH, bensen och xylener inom industriområdet kan medföra oacceptabla hälsorisker för verksamma inom området.

Styrande exponeringsvägar av föroreningar till människor som kan innebära hälsorisker innefattar bland annat intag av jord, hudkontakt, intag av växter samt inandning av ånga vid spridning till byggnaders inomhusluft.

Halter av metaller och PAH i frukt och bär plockade i villa- och parkområde har inte kunnat påträffas i nivåer som innebär oacceptabla hälsorisker vid provtagning 2019. Det föreligger dock fortfarande osäkerheter avseende risker då mycket höga halter i jord påträffats och då det inte kunnat verifieras om frukt och bär plockats inom ett källområde. Bedömningen är därmed att

exponering via intag av växter som odlats inom källområden kvarstår som aktuell exponeringsväg och bör undvikas, med hänsyn till de osäkerheter som kvarstår och att halter över FA påvisas i relativt yligt jord.

Inomhusluft innehåller inte halter som medför oacceptabla hälsorisker vid inandning. Även i detta fall är bedömningen att exponering via inandning av ångor kvarstår som aktuell exponeringsväg utifrån att framtida förändringar och byggnation inte ska hindras av mark- och grundvattenföroreningarna.

Halterna i jord kan även medföra oacceptabel negativ påverkan på markmiljö för samtliga markanvändningar och även grundvattnet 200 meter nedströms. Detta med anledning av föroreningar i form av bly, PAH, alifater, aromater, bensen, toluen, xylener och cyanid (total + lättillgänglig). Inom och i nära anslutning till källområden har förekommande föroreningar lakat ut till grundvattnet så att det bedöms vara kraftigt påverkat. Lakttest har genomförts i fyra provpunkter inom delområdena södra deponin, verksamhetsområdet, bangården och villaområdet. Resultatet visar att utlakningen av PAH från massorna är lägre än vad som antas i den generella riktvärdesmodellen. Detta beror sannolikt på att markföroreningen har åldrats och att en stor utlakning redan har skett. Det kan inte uteslutas att halter av PAH-M i grundvattnet medför oacceptabla risker via spridning till inomhusluft utifrån SPI:s riktvärden. Påverkan på grundvattnet är relativt begränsad till de delområden som definierats, inga halter som överstiger bedömningsgrunder har påträffats utanför delområdena. Den vertikala spridningen till djupare grundvatten bedöms även vara begränsad eftersom en spridning till grundvatten 8–10 meter under markytan nedströms källområdena inte kunnat påvisas. Detta beror troligtvis på tätare jordlager från cirka 4–7 meter under markytan, beroende på delområde.

För att reducera föroreningshalter i mark och grundvatten bedöms det finnas ett behov att åtgärda föroreningar i källområden. Utifrån riskkarakteriseringen ges följande rekommendationer om användningen av marken och vilka tillfälliga skyddsåtgärder som är lämpliga tills dess att föroreningshalterna reducerats i området:

- Det rekommenderas att odling inte utförs i jorden inom källområden inom villaområde och parkområde. Hantering och grävning i jorden ska undvikas.
- I det fall schaktning eller annat markarbete behöver ske innan riskerna reducerats, rekommenderas att en särskild arbetsmiljöriskbedömning utförs eftersom skyddsutrustning för att undvika hudkontakt och inandning av ångor och damm bör användas. Allmänhetens tillgång till närområdet bör begränsas under det att schakt etableras.
- Det rekommenderas att byggnader inte uppförs inom eller i närheten av källområdena innan åtgärder har genomförts. Detta med hänsyn till risker för ånginträngning av VOC:er till byggnaders inomhusluft.

ÅTGÄRDSUTREDNING

Inom ramen för åtgärdsutredningen har fyra olika åtgärdsalternativ tagits fram vilka bedöms kunna uppfylla de övergripande åtgärdsmålen:

- Alternativ 1: Konventionell schaktsanering och deponering av jord.
- Alternativ 2: Kellyborrning (grävborrning) och deponering av jord.
- Alternativ 3: Delvis schaktsanering av ytlig jord och termisk behandling in situ för större djup.
- Alternativ 4: Schaktsanering ned till grundvattenytan. Kemisk oxidation in situ under grundvattenytan.

Vissa av åtgärdsalternativen skulle kunna kombineras och olika åtgärdsalternativ skulle kunna användas inom olika delområden/källområden. Projektet kan behöva ske etappvis, starta med de områden där störst åtgärdsbehov föreligger och ta övriga delområden senare. Ambitionsnivån kan också komma att behöva anpassas för de olika markanvändningarna. Det kan till exempel finnas psykologiska och psykosociala aspekter som gör att visst mått av översanering kan förordas i villaområdet medan ambitionsnivå skulle kunna vara lägre avseende djupt belägna föroreningar i parken. Kostnads- och effektivitetsmässigt kan det dock vara fördelaktigt att om möjligt använda samma åtgärdsmetod för hela området.

RISKVÄRDERING

I en riskvärdering vägs positiva och negativa effekter samman för att identifiera vilket av åtgärdsalternativen som är det lämpligaste och mest hållbara. Både ekologiska, sociala och ekonomiska perspektiv utvärderas. Åtgärdsalternativen kan leda till olika effekter över tid, och därför har värderingen gjorts både för tiden under genomförandet av åtgärden och för tiden efter genomförandet av åtgärden. Riskvärderingen har dessutom delats upp i villaområde och park-/industriområde. Detta då bland annat föroreningssituation och känsligheten hos påverkade grupper samt förekomst av byggnader skiljer sig åt mellan områdena. Riskvärderingen indikerar att alternativ 4 - delvis urschaktning och kemisk oxidation in situ - är det mest fördelaktiga för samtliga markanvändningar. Näst fördelaktigt är alternativ 1 – konventionell schaktning. Det skiljer dock inte många poäng mellan åtgärdsalternativen. Det finns inte ett självklart val av åtgärdsmetod som gör att de andra alternativen kan uteslutas. I samband med åtgärdsförberedande undersökningarna bör åtgärdsutredningen och riskvärderingen göra en ytterligare uppdelningen och anpassning utefter de olika egenskaperna som råder beroende på markanvändning och typer av förorening inom respektive källområde.

ÖVRIGT

Resultatet från denna rapport skall redovisas till tillsynsmyndigheten enligt Miljöbalken kapitel 10 § 11 då påträffade föroreningar kan innebära olägenheter för människors hälsa och miljö.

Enligt 28 § förordningen (1998:899) om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd ska en anmälan till tillsynsmyndigheten göras innan avhjälpandeåtgärd med anledning av en föroreningsskada vidtas. Anmälan om efterbehandlingsåtgärd bör lämnas in till tillsynsmyndigheten i god tid innan arbetena påbörjas. Inför markarbetena samt andra åtgärder bör kontrollprogram samt miljö-, hälso- och säkerhetsplan upprättas, dessa lämnas lämpligen in i samband med anmälan.

Innehållsförteckning

1	Förkortningar.....	9
2	Administrativa uppgifter.....	9
3	Inledning.....	10
3.1	Bakgrund.....	10
3.2	Syfte och avgränsning.....	11
4	Områdes- och omgivningsbeskrivning.....	11
4.1	Lokalisering.....	11
4.2	Historik.....	12
4.2.1	Översiktlig historik för närområdet.....	12
4.2.2	Översiktlig historik för Eslövs gasverk.....	14
4.2.3	Potentiella och tidigare konstaterade föroreningar.....	21
4.3	Geologiska och hydrogeologiska förhållanden.....	22
4.3.1	Geologi och fyllnadsmassors karaktär.....	22
4.3.2	Grundvattenströmning.....	25
4.3.3	Skyddat grundvatten.....	26
4.4	Ledningar och konstruktioner i mark.....	26
4.4.1	Vattenledningar.....	26
4.4.2	Övriga ledningar.....	27
4.4.3	Konstruktioner i mark.....	27
4.4.4	Brunnar i närområdet.....	27
4.5	Ytvattenförhållanden och skyddade naturområden och recipienter.....	28
5	Sammanfattning av resultatet från genomförda undersökningar.....	29
5.1	Tidigare utförda undersökningar.....	29
5.1.1	Översiktliga markundersökning av södra Morkullan 4 (fastighetsbeteckning numera Morkullan 16) - Demikon, 2011.....	29
5.1.2	Geoteknisk undersökning och provtagning av västra delen Morkullan 4 - PEAB Anläggning AB, 2015.....	30
5.1.3	Miljöteknisk markundersökning västra delen av Morkullan 4 - ÅF Infrastructure, 2015.....	31
5.1.4	Provtagning i samband med VA-arbeten vid Möllegränd – VA SYD, 2016.....	31
5.1.5	Förstudie för gasverket – Golder Associates, 2019.....	31
5.1.6	Ansvarsutredning för Eslövs Gasverk, fastigheterna Morkullan 4, Morkullan 16 och Eslöv 54:2 - Eslövs kommun, 2019.....	34
5.1.7	Provtagning av frukt- Eslövs kommun, 2019.....	34
5.1.8	Provtagning av sediment och ytvatten i Långakärr – VA syd 2018–19.....	35
5.1.9	Kontrollprovtagning av utgående spillvatten från grundvattenpumpning norr om gasverksområdet - Sekurit, 2020–2021.....	35
5.2	Föroreningssituation utifrån tidigare undersökningar och föreliggande huvudstudie.....	35
5.2.1	Jord.....	38
5.2.2	Ytligt grundvatten.....	41
5.2.3	Djupt grundvatten.....	42
5.2.4	Porluft och inomhusluft.....	42
5.2.5	Sediment och dagvatten i dagvattenbrunnar.....	43
5.2.6	Sediment och ytvatten i Långakärr.....	44

5.2.7	Geofysisk undersökning (markradar)	44
5.3	Osäkerheter vid bedömning av föroreningsituation	45
6	Problembeskrivning och Konceptuell modell	45
6.1	Föroreningar av potentiell betydelse	45
6.1.1	Definiering av källområden och dess karaktärer	46
6.1.2	Beskrivande statistik	51
6.2	Egenskaper, spridningssätt och farlighet för påträffade föroreningar	56
6.2.1	Ursprung av påträffade föroreningar	59
6.3	Konceptuell modell	60
6.3.1	Föroreningskällor och spridningsvägar	60
6.3.2	Skyddsobjekt och exponeringsvägar	62
6.3.3	Eventuella framtida förändringar som kan påverka spridningen och exponeringen	64
7	Riskbedömning	64
7.1	Platsspecifika riktvärden	64
7.1.1	Beaktande av människor som skyddsobjekt	65
7.1.2	Beaktande av miljö och naturresurser som skyddsobjekt	67
7.2	Riskkaraktisering	69
7.2.1	Risker för människors hälsa	69
7.2.2	Risker för markmiljö	75
7.2.3	Risker för spridning till grundvatten, ytvatten och förekomst av fri fas	76
7.2.4	Sammanfattande riskbedömning	79
7.3	Behov av riskreducerande åtgärder	80
7.4	Rekommendationer gällande hantering av risker och markanvändningsrestriktioner	81
7.5	Osäkerheter och behov av vidare undersökningar	82
8	Åtgärdsutredning	83
8.1	Åtgärds mål	85
8.1.1	Övergripande åtgärds mål	85
8.1.2	Mätbara åtgärds mål	85
8.1.3	Principer vid formulering av åtgärdsalternativ	85
8.1.4	Åtgärdsområden	86
8.2	Platsspecifika förutsättningar	89
8.3	Inledande metodanalys för samtliga åtgärdsområden	91
8.4	Beskrivning av relevanta åtgärds metoder	94
8.4.1	Schaktning och deponering/ behandling	94
8.4.2	Termisk behandling in situ	95
8.4.3	Kemisk oxidation	95
8.5	Fördjupad metodanalys	96
8.5.1	Nollalternativet	97
8.5.2	Alternativ 1: Konventionell schaktsanering och deponering	97
8.5.3	Alternativ 2: Kellyborrning (grävborrning) och deponering	98
8.5.4	Alternativ 3: Delvis urschaktning och termisk behandling av djupare jord	98
8.5.5	Alternativ 4: Delvis urschaktning (till grundvattenytan) och kemisk oxidation in situ under grundvattenytan	99
8.5.6	Sammanfattning	101
8.6	Jämförelse åtgärdsalternativ	101
9	Ris kvärdering av åtgärdsalternativ	102

9.1	Metodik och process för riskvärdering.....	102
9.1.1	Avgränsning av riskvärderingen	102
9.1.2	Angreppssätt och arbetsgång.....	102
9.1.3	Riskvärderingsgrupp och roller.....	104
9.2	Urvalskriterier	104
9.3	Viktning av urvalskriterierna	105
9.4	Värdering av urvalskriterier	105
9.5	Sammanvägning – viktning och värdering av urvalskriterier.....	106
9.6	Slutsats och osäkerheter med riskvärderingen.....	108
9.7	Preliminära mätbara åtgärds mål.....	108
	Referenser.....	110

BILAGOR

Bilaga 1. Undersökningsrapport för genomförda provtagningar

Bilaga 2. Underlag för platsspecifika riktvärden

2A: Jämförelse mellan representativa halter i delområden med platsspecifika riktvärden

2B: Uttagsrapporter från Naturvårdsverkets riktvärdesmodell

Bilaga 3. Riskvärdering

3.1 Underlag till riskvärdering, urval av kriterier och viktningsenkät

3.2 Beskrivande riskvärderingsmatriser inklusive poängsättning

1 FÖRKORTNINGAR

BTEX	Bensen, toluen, etylbensen, xylener
CAH	Klorerade alifatiska kolväten
DNAPL	”Dense Non-Aqueous Phase Liquid”, förening som är tyngre än vatten och svårslöslig i vatten.
KM	Känslig markanvändning
Källområde	Det område som innefattar förorening i fri fas och/eller där föroreningskoncentrationen är särskilt hög och troligtvis utgör en reservoar för omgivande föroreningsplym.
LNAPL	”Light non-aqueous phase liquid”, förening som är lättare än vatten och svårslöslig i vatten.
MKM	Mindre känslig markanvändning
MKN	Miljö kvalitetsnorm
MMU/MTU	Miljöteknisk markundersökning
OIHPT	“Optical Image Profiler hydraulic profiling tool”, sonderingsteknik för indikering av LNAPL (OIP) och permeabilitet (HPT).
SGU	Sveriges geologiska undersökning
SPBI/SPI	Svenska petroleuminstitutet
PAH	Polycykliska aromatiska kolväten

2 ADMINISTRATIVA UPPGIFTER

EBH-ID/MIFO-ID:	120220/F1285-0047.
Nuvarande verksamhetsutövare:	Morkullan 4: Saint-Gobain Sekurit Scandinavia AB
Kommun och län:	Eslövs kommun, Skåne län
Kontaktperson beställare:	Magnus Hall/Anders Nilsson, Eslövs kommun
Tillsynsmyndighet:	Miljöförvaltningen i Landskrona kommun.

Fastighetsbeteckning	Fastighetsägare	Area
Eslöv 54:2	Eslövs Kommun	57 2523 kvm
Morkullan 4	Saint-Gobain Sekurit Scandinavia AB	4 6325 kvm
Doppingen 1	Privat fastighetsägare	588 kvm
Doppingen 2	Privat fastighetsägare	588 kvm
Doppingen 3	Privat fastighetsägare	621 kvm
Doppingen 10	Privat fastighetsägare	621 kvm
Måsen 12	Privat fastighetsägare	516 kvm
Måsen 13	Privat fastighetsägare	596 kvm
Vakteln 22	Privat fastighetsägare	746 kvm

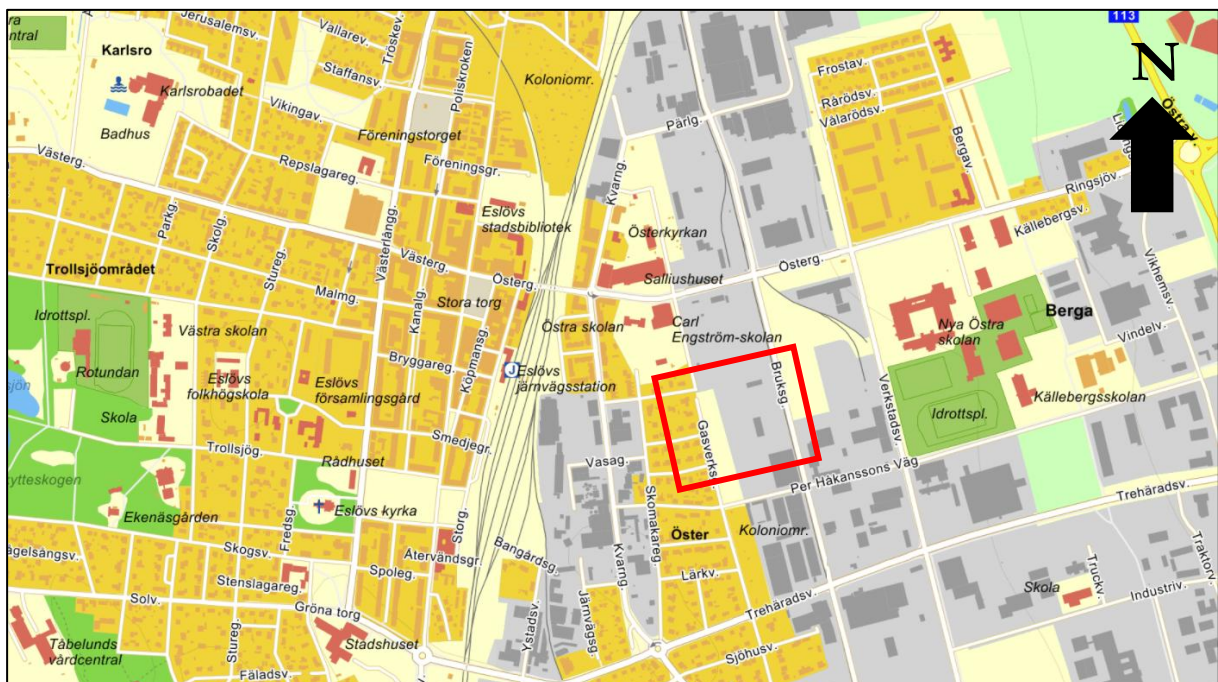
3 INLEDNING

3.1 Bakgrund

Ensucon AB har på uppdrag av Eslövs kommun genomfört en huvudstudie för det nedlagda gasverket som är beläget i den östra delen av Eslövs tätort, se översigtskarta över undersökningsområdet i Figur 2. Gasverkstomten har tilldelats riskklass 1 (mycket stor risk) enligt länsstyrelsens EBH-stöd (objekt-ID 120220) med anledning av de föroreningshalter av framför allt PAH som påträffats i området.

En förstudie för aktuellt område har genomförts av Golder Associates AB 2019 (Golder, 2019). Förstudien omfattade den före detta gasverkstomten, framförallt södra Morkullan 4 och del av Eslöv 54:2, och påvisade förhöjda halter i mark av framför allt PAH, cyanid, arsenik, bly, kvicksilver och bensen. Det påvisades även förhöjda halter av bly, aromater (>C8-C35), bensen, toluen, etylbensen, xylen, PAH och cyanid i grundvattnet. Delområdet benämnt södra deponin, som idag används som parkområde, bedömdes vara kraftigt förorenat och enligt en översiktlig beräkning genomförd av Golder finns det en föroreningsmängd av ca 25 ton PAH i området. Undersökningen visade också på förhöjda föroreningshalter i ett område väster om det före detta gasverket, vilket idag används för bostadsändamål, vilka bedöms kunna ha koppling till gasverket. Ingen avgränsning av föroreningsförekomstens utbredning, vare sig i vertikalt eller horisontellt genomfördes dock inom ramen för förstudien.

Arbetet med aktuell huvudstudie har utförts i enlighet med metodiken beskriven i Naturvårdsverkets (2023) kvalitetsmanual (utgåva 16) för efterbehandling av förorenade områden. Utredningsprocessen har även baserats på Naturvårdsverkets (2009a) vägledning för att välja efterbehandlingsåtgärd (rapport 5978). Riskbedömningen baseras på undersökningsresultaten från både tidigare förstudie och de undersökningar som utförts inför framtagandet av huvudstudien.



Figur 2. Översiktlig karta över centrala Eslöv. Röd rektangel visar lokaliseringsområdet (Lantmäteriet, 2021).

3.2 Syfte och avgränsning

Syfte med aktuell huvudstudie har varit följande:

- Utföra markundersökningar för att i både plan och djupled avgränsa källområden för de föroreningar som tidigare har konstaterats inom undersökningsområdet.
- Undersöka ånginträngning i byggnader i området.
- Undersöka spridning till och via grund- och dagvatten.
- Genomföra en riskbedömning och fastställa åtgärdsbehovet.
- Precisera övergripande och mätbara åtgärds mål och vilka åtgärds metoder som kan uppfylla dessa. Genomföra en övergripande åtgärds utredning och riskvärdering.

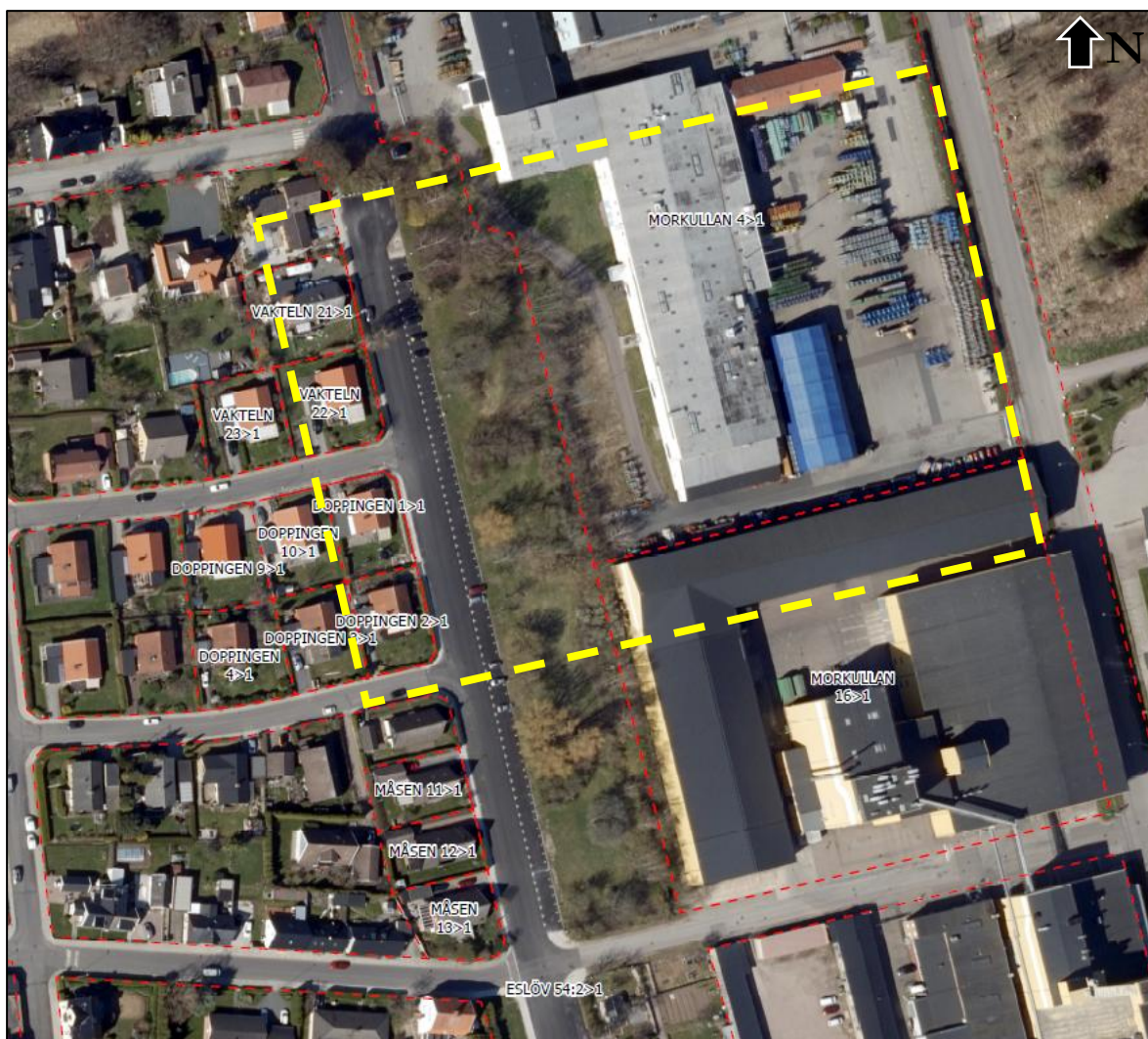
Målet är att ta fram ett underlag för beslut om bidrag till åtgärds förberedelser eller åtgärder. Det aktuella objektet är delvis beläget inom ett industriområde och ligger i anslutning till andra verksamheter med föroreningsproblematik. Området i stort, särskilt västerut, är utfyllt med fyllnadsmassor som inte bara härrör från gasverket. Denna undersökning har främst fokuserat på de föroreningar som härrör från gasverksverksamheten.

4 OMRÅDES- OCH OMGIVNINGSBESKRIVNING

4.1 Lokalisering

Aktuellt undersökningsområde är beläget i östra delen av Eslövs tätort. Se Figur 3 för flygfoto och ungefärlig historisk utbredning av gasverksområdet. Markanvändningen inom undersökningsområdet utgörs av såväl industri som park och bostäder. Enligt gällande detaljplan är Morkullan 4 planlagd som industriområde och Eslöv 54:2 som allmän plats/parkmark. I dagsläget nyttjas lokalerna inom Morkullan 4 av tillverkningsindustri för säkerhetsglas.

Fastigheterna väster om Gasverksgatan är planlagda som område för bostadsändamål. Det förväntas inte ske förändringar av markanvändningen inom en överskådlig framtid.



Figur 3. Flygfoto med fastighetsgränser i streckade linjer. Gul markering visar tidigare verksamhetsområde för gasverket. Relevanta fastighetsbeteckningar har även angetts i kartan. Modifierad från (Lantmäteriet, 2021).

4.2 Historik

Inom aktuellt undersökningsområde har det bedrivits industriell verksamhet under en stor del av 1900-talet och området är därmed starkt påverkat av mänsklig aktivitet. Följande källor har använts för historisk inventering av undersökningsområdet:

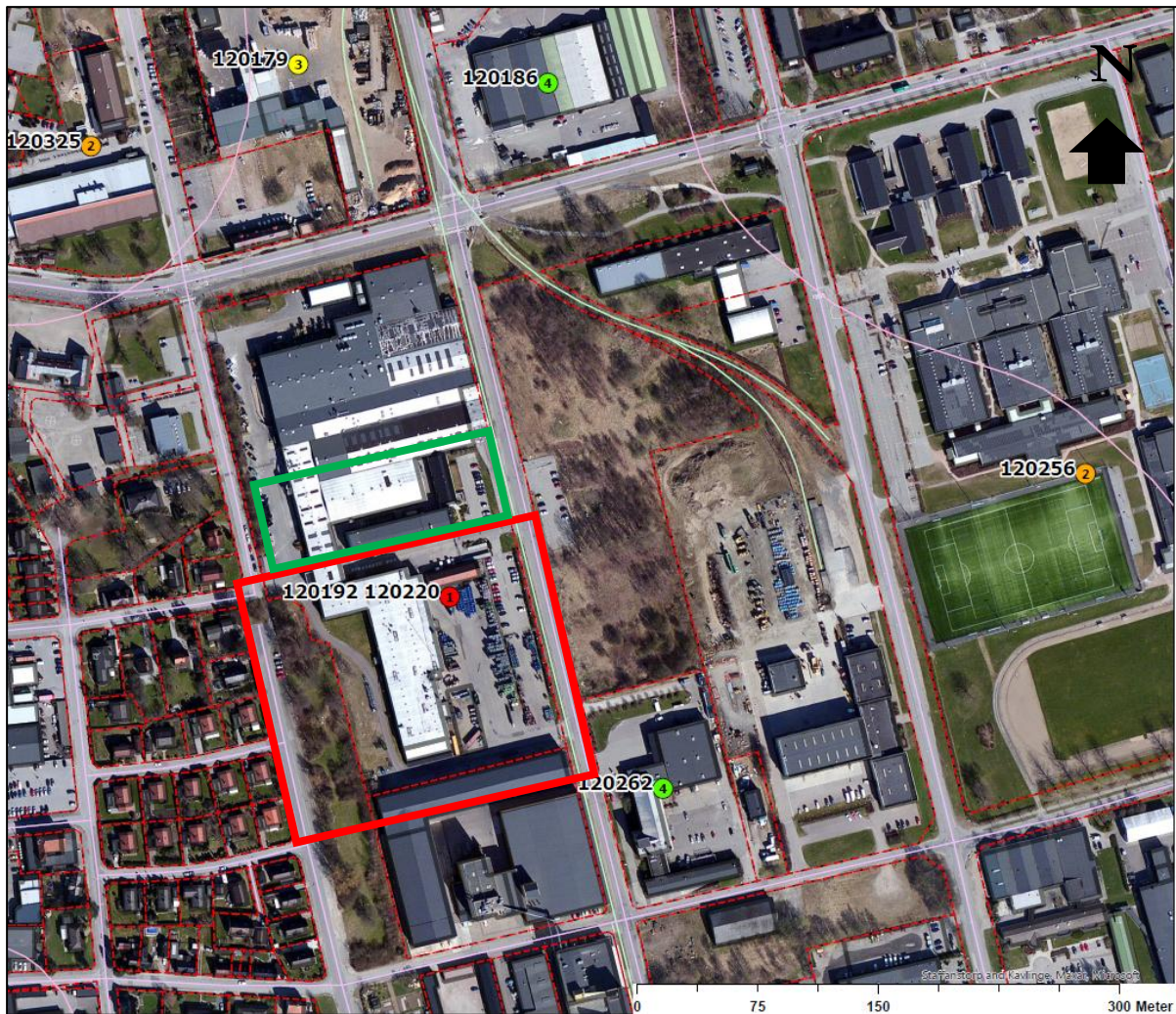
- Länsstyrelsernas EBH-stöd (Länsstyrelserna, 2021)
- Historiska flygfoton från Lantmäteriet (Lantmäteriet, 2021)
- Utdrag ur Eslövs kommuns bygglovsarkiv (2021)
- Tidigare genomförda miljötekniska undersökningar
- Samtal med närboende

4.2.1 Översiktlig historik för närområdet

Utöver gasverket finns ett antal objekt som är utpekade som förorenade enligt Länsstyrelsernas EBH-stöd (2021) i närområdet. Se riskklassade objekt i Tabell 1 och dess lokaliseringar i Figur 4. I närområdet finns även ett antal ej riskklassade EBH-objekt. Det rör sig framför allt om drivmedelstationer, verkstadsindustrier, gummiproduktion samt grafisk industri.

Tabell 1. Utdrag från EBH-stödet (Länsstyrelserna, 2021) för riskklassade objekt i närområdet, inom en cirka 500 meters radie från undersökningsområdet.

Namn	Objektid.	Fastighet	Avstånd och riktning från aktuellt område	Riskklass och status
Gasverket i Eslöv (aktuellt objekt för huvudstudien) I dagsläget Saint-Gobain Sekurit Scandinavia	120220	Morkullan 4	(aktuellt område).	1 (huvudstudie)
				Primär bransch gasverk. Inom fastigheten har gasverk bedrivits från tidigt 1900-tal till 1961.
Saint-Gobain Sekurit Scandinavia AB	120192	Morkullan 4	Direkt norrut	2 (identifiering)
				Primär bransch ytbehandling av metaller elektrolytiska/kemiska processer, sekundär bransch textilindustri. Eslövs yllefabrik bedrev verksamhet på norra delen av Morkullan 4 1905-59. Verksamheten innefattade färgning och sköljning av textil. År 1961 startade Trempex upp den tillverkning av säkerhetsglas som fortfarande pågår inom fastigheten. Schablonklassat efter bransch (BKL).
F d mekanisk verksamhet på Ringsjövägen 2 Kommentar	120256	Skatan 3	Ca 400 meter österut.	2 (inventering)
				Primär bransch verkstadsindustri med halogenerade lösningsmedel. Enligt uppgift från äldre telefonkatalog (1973) låg Eslövs Produktionsverkstäder (EPV) här. Uppgifter om objektet saknas i övrigt. Schablonklassat efter bransch (BKL).
Samhall i Eslöv	120262	Gladan 9	Ca 100 meter åt sydöst.	4 (inventering)
				Primär bransch verkstadsindustri – utan halogenerade lösningsmedel, sekundär bransch läkemedelsindustri. Inom fastigheten har olika verksamheter bedrivits sedan 1950-talet. Bland annat forskningsanläggning och verkstadsindustri. Vid markundersökning påträffades endast liten till måttlig påverkan av föroreningar.
Jönssons mekaniska verkstad på Österg. 15 i Eslöv	120325	Gäddan 29	Ca 400 meter åt nordväst.	2 (inventering)
				Primär bransch verkstadsindustri med halogenerade lösningsmedel. Verksamheten avslutades sannolikt innan 1969. Schablonklassat efter bransch (BKL).
Skrot på Bruksgatan 10 / Stena Sanpaper AB	120179	Gäddan 41	Ca 300 meter norrut.	3 (inventering)
				Primär bransch skrothantering och skrothandel, sekundär bransch mellanlagring och sorteringsstation avfall. Inom fastigheten har bilskrot och skrothandel bedrivits sedan 1950-talet och är fortfarande pågående. Mottagning och mellanlagring av järn, metaller samt bil -och truckbatterier. Någon bearbetning av material görs inte men en viss sortering kan förekomma innan material skickas direkt för återvinning eller till någon av Stenas bearbetningsanläggningar. Anläggningen är ansluten till kommunalt VA-nät och har oljeavskiljare installerad. WSP genomförde en undersökning av fastigheten 2018 varvid halter av olja och PAH överskridande MKM påträffades vid en läckande cistern. Ca 150 ton massor transporterades med anledning av detta bort från fastigheten.
Trävaruhandel i Eslöv	120186	Mörten 17	Ca 300 meter norrut.	4 (inventering)
				Primär bransch träimpregnering. Inom fastigheten bedrevs trävaruhandel från ca 1950 – 1980. Impregnering med hjälp av kromerad koppar arsenat (CCA) har skett på fastigheten. Markundersökningen 1998 visade mycket höga halter av arsenik, koppar, krom och kadmium. Saneringen av 1120 ton massor skedde på plats. Sanering genomfördes ned till MKM. Primär bransch träimpregnering.



Figur 4. Riskklassificerade EBH-objekt inom 500 meters radie från gasverksområdet inom röd figur. Yllefabriken bedrevs inom grön figur.

4.2.2 Översiktlig historik för Eslövs gasverk

Historiska flygfoton från 1947, 1958, 1966, 1974, 1984 med nuvarande fastighetsgränser utmarkerade presenteras i Figur 5, Figur 7, Figur 9, Figur 10 respektive Figur 11. Plankartor över gasverkets byggnader och installationer vid 1950-talet visas i Figur 6 och Figur 8. Utifrån dessa kartor har information om byggnaders läge och annan historisk information ritats in i ett nutida flygfoto (Figur 12).

Den tidigare gasverksverksamheten bedrevs inom södra delen av Morkullan 4 samt inom delar av Eslöv 54:2 och norra delen av Morkullan 16 från tidigt 1900-tal till 1961 (enligt EBH-stödet 1905 eller 1908, plankarta finns från 1912). Verket hade två våtklockor på ca 400 m³ respektive 1000 m³. Inom verksamhetsområdet fanns också destilleringshus, myrmalmskus, kollador (förvaring av kol) samt värmepanna. Vissa av fastigheterna väster om Gasverksgatan kan också ha använts som deponi/utfyllnadsområden för gasverket (Figur 5 och Figur 6).

Vid ombyggnation efter 1951 revs kolladorna och en ny anläggning med vertikala ugnar (VK-ugnar) togs i bruk. Stenkol transporterades till gasverket med järnväg. Kolberedningen skedde i en mindre byggnad söder om VK-ugnarna.

Kolet lagrades i upplag inom södra delen av området och förbrändes därefter i syrgasfri miljö i VK-ugnarna. De brännbara gaserna leddes vidare till ett släckningstorn där gasen kylades ned och vatten och tjära avskildes. Tjäran bör ha letts till en separator eller brunn där den kunde avskiljas från vattnet. Centralt på tomten (oklart vilken, sannolikt Morkullan 4) ska det enligt EBH-stödet (ID-nummer F1285-0047) ha funnits en tjärbassäng på 108 m³. Det har inte gått att lokalisera vart denna ska ha legat. En närboende hävdade att tjärbassängen skulle ha varit belägen direkt söder om bostads/kontorshuset på Eslöv 54:2. Detta har dock inte kunnat bekräftas utifrån flygfoton, bygglovshandlingar eller avsökning med markradar.

Efter avkylning renades gasen genom reningsmossa (innan 1951 med myrholm). Reningsprocessen medförde att cyanid komplexbands till myrholmen vilket färgade den blå (berlinerblå). Gasen förvarades i gasklockorna inför distribution till stadens gasnät (Figur 7 och Figur 8).

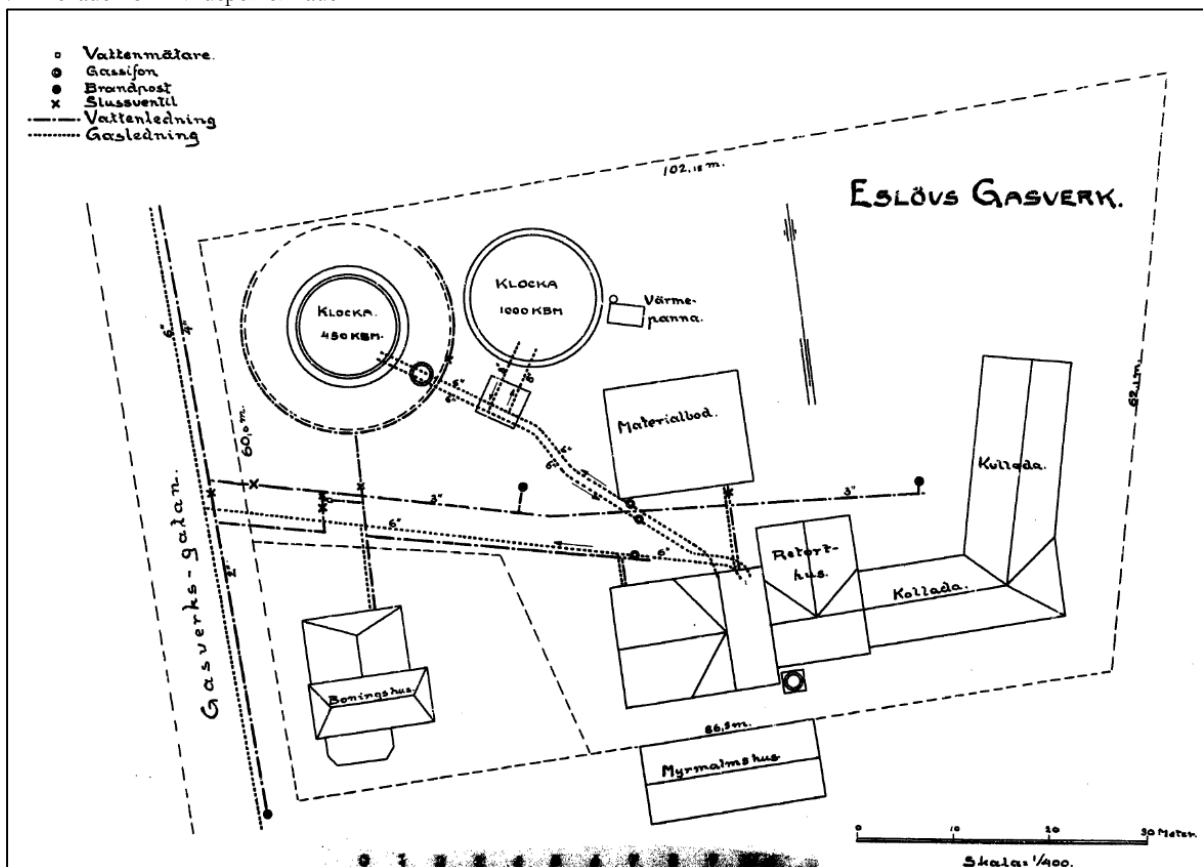
Gasverket ska enligt EBH-stödet ha avvecklats 1961 och på flygfoto från 1966 är gasklockorna rivna. Enligt EBH-stödet har ett ca 1000 m² stort område söder om kontorsbyggnaden, i den nuvarande parken, fyllts ut med restprodukter, i huvudsak förbrukade reningsmassor. Detta framgår på flygfoto från 1966, se Figur 9. Det fanns generellt ingen avsättning för reningsmassor fram till mitten av 1900-talet, innan dess var det vanligt att massor/restprodukter lades på deponi, ofta i närheten av verken (Länsstyrelserna, 2021)

Inom norra delen av Morkullan 4 bedrevs en yllefabrik från tidigt 1900-tal fram till 1959. År 1961 startade Trempex AB upp tillverkning av säkerhetsglas inom området och expanderade 1973/74 till den före detta gasverkstomten, då den nu befintliga produktionsbyggnaden uppfördes (Figur 10). Produktionsbyggnad byggdes ut ca 1977 och gasverkets kontorshus revs därefter (Figur 11). Tillverkning av säkerhetsglas har sedan dess pågått inom hela Morkullan 4, numera i Saint-Gobain Sekurit Scandinavia AB:s regi (Sekurit).

Morkullan 16 ägs sedan 2011 av Lantmännen Produktionsfastigheter AB.



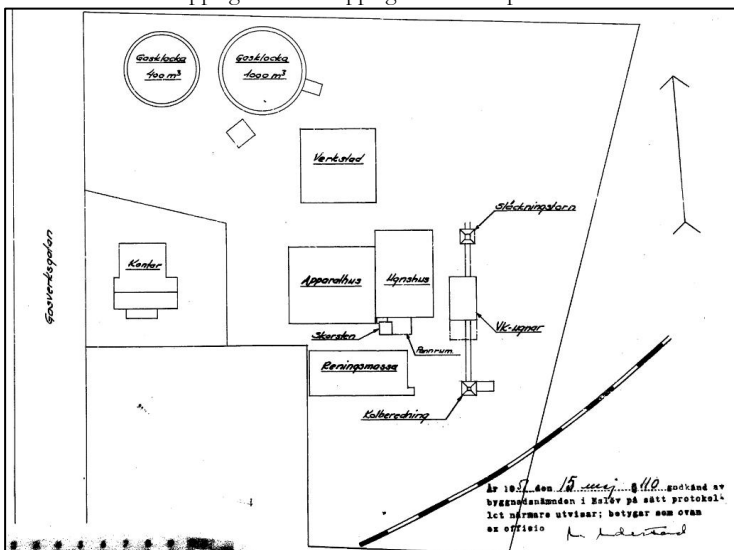
Figur 5. Flygfoto från 1947 med nuvarande byggnaders lägen (svarta figurer) och fastighetsgränser (röda streckade linjer). 1= Gasklocka 450 m³. 2= Gasklocka 1000 m³. 3= Materialbod. 4= Bostadshus. 5= Destilleringshus (retorthus). 6= Myrmalms hus. 7= Kollador. 8= Ev. deponiområde.



Figur 6. Plankarta över gasverkstomten (Bygglövsarkivet Eslövs kommun, 2021). Planritning för åren cirka 1905-1951, innan vertikala (VK)-ugnar uppfördes.



Figur 7. Flygfoto från 1958 med nuvarande byggnaders lägen (svarta figurer) och fastighetsgränser (röda streckade linjer). 1= Gasklocka 400 m³. 2= Gasklocka 1000 m³. 3= Verkstad. 4= Kontor (tidigare bostadshus). 5= Apparatus 6= Ugnshus. 7= Reningsmossa. 8= Kolberdning. 9= VK-ugnar. 10= Släckningstorn, norr om släckningstornet ev. platta. 11= Järnväg. 12= Eventuellt kolupplag. 13= Ev. upplag 14= Ev. deponiområde.



Figur 8. Plan över planerad VK-ugnsanläggning från 1951. Planritning för åren 1951–1961.



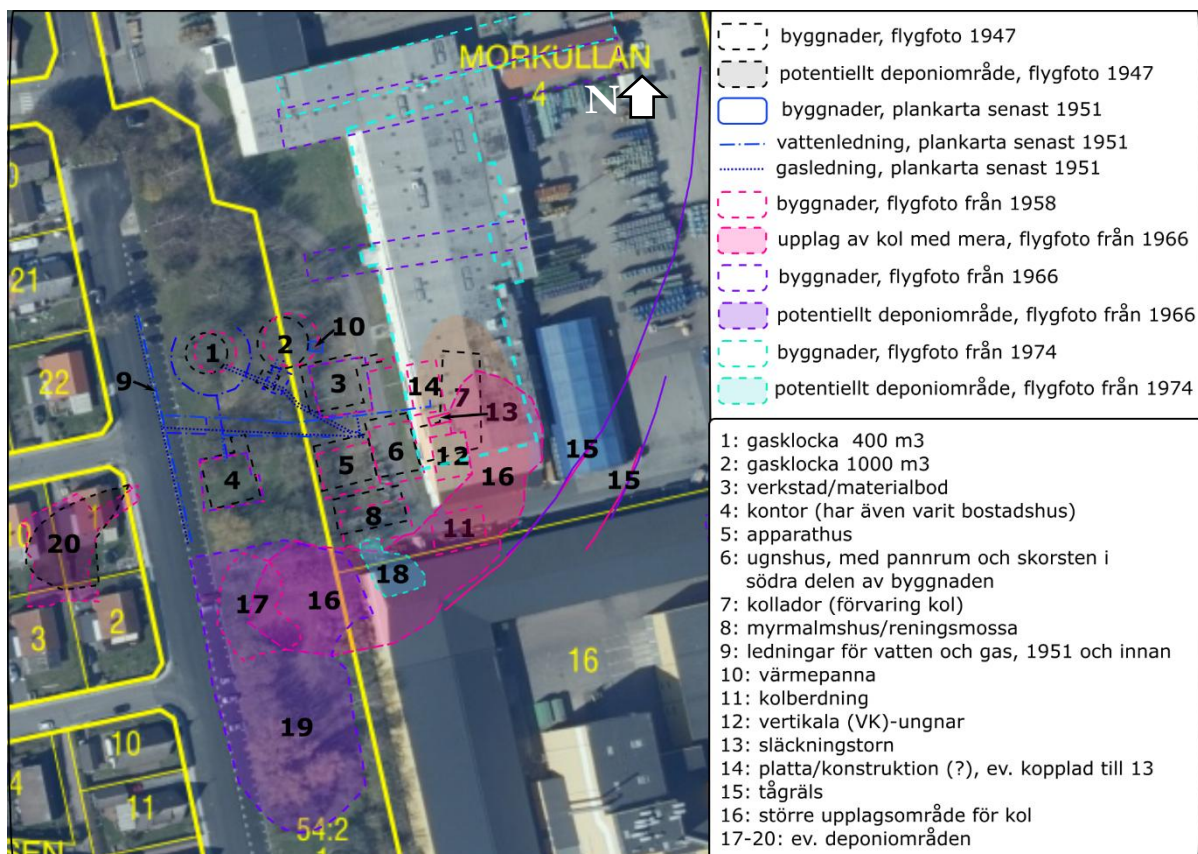
Figur 9. Flygfoto från 1966 med nuvarande byggnaders lägen (svarta figurer) och fastighetsgränser (röda streckade linjer).
1= Gasklockorna är rivna. Den äldre kontorsbyggnaden. 3= Sannolikt deponiområde. 4= Området används som upplagsområde.



Figur 10. Flygfoto från 1974 med nuvarande byggnaders lägen (svarta figurer) och fastighetsgränser (röda streckade linjer).
1= Den äldre kontorsbyggnaden. 2= Byggnationen av befintlig byggnad (i Trempex regi). 3= ev. deponiområde



Figur 11. Flygfoto från 1984 med nuvarande byggnaders lägen (svarta figurer) och fastighetsgränser (röda streckade linjer).
1= Den äldre kontorsbyggnaden är rivn. 2= Trempex har byggt ut befintlig byggnad ytterligare.



Figur 12. Historisk information utifrån flygfoton och planritningar, markerat på nutida flygfoto. Byggnader, potentiella deponiområden och andra installationer har markerats i kartan med olika färg beroende från vilket kart- eller planritningsmaterial informationen är hämtad ifrån. I de fall som de använda kartmaterialen anger olika lokaliseringen av byggnader, har byggnaderna markerats flera gånger i olika färg, där varje färg representerar lokaliseringen för ett visst kartmaterial och årtal. Flygfoton från 1947: Figur 5; 1958: Figur 7; 1966: Figur 9; 1974: Figur 10; 1984: Figur 11. Plankarta 1951: Figur 6 och Figur 8.

4.2.3 Potentiella och tidigare konstaterade föroreningar

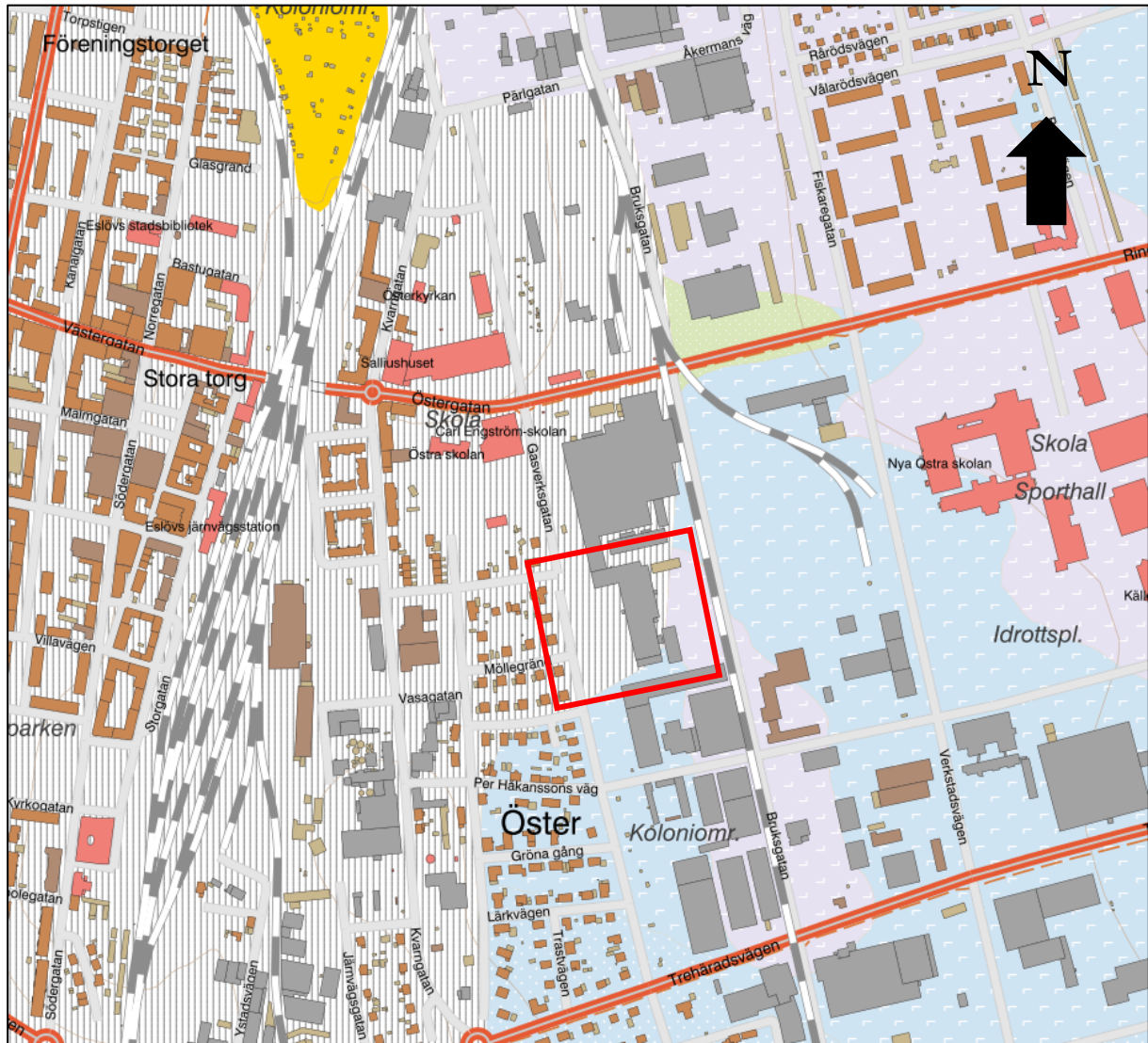
Branschtypiska föroreningar för gasverk är enligt Naturvårdsverkets (2020) branchlista PAH (antracen, naftalen, benso(a)pyren), alifatiska kolväten (hexan, oktan). Bland annat innehåller biprodukten stenkolstjära en hög andel PAH. Andra relaterade föroreningar utgörs av ammoniak, aromatiska kolväten (bland annat BTEX, fenoler, kresoler), cyanid, kväveföreningar (bl.a. pyridiner, kinoliner), metaller (As, Cd, Cr, Cu, Hg, Pb), petroleumprodukter (bl.a. olja), svavelföreningar, och syror (bl.a. kromsyra).

Det är främst PAH, alifatiska och aromatiska kolväten, fenoler, cyanid samt BTEX (särskilt bensen) som påträffats i höga halter inom ramen för tidigare genomförda undersökningar, vilka beskrivs utförligare i (se avsnitt 5.1. för vidare beskrivning av tidigare provtagningar). Inom och i närhet Morkullan 4 har många olika verksamheter bedrivit industriell verksamhet under lång tid. Området kan därför även vara påverkat av föroreningar som härrör från andra verksamheter än gasverket. Klorerade lösningsmedel har tex påträffats i grundvattnet inom gasverksområdet, vilket skulle kunna härröra såväl från gasverket som från andra verksamheter som historiskt bedrivits i närområdet. Oxidationsprodukter som kan bildas av PAH (oxy-PAH) kan också förväntas förekomma inom området. En form av cyanid, tiocyanat, kan förekomma vid gasverk men fångas inte upp av den vanliga cyanidanalysen.

4.3 Geologiska och hydrogeologiska förhållanden

4.3.1 Geologi och fyllnadsmassors karaktär

Enligt Sveriges geologiska undersöknings jordartskarta (SGU, 2021a) utgörs jordarten inom gasverksområdet till störst del av fyllnadsmaterial. Utifrån omgivande områden består den naturliga jordarten dock sannolikt framför allt av lerig morän och moränlera (Figur 13). Genomsläppligheten är generellt hög i fyllnadsmaterial men låg i lera.



Figur 13. SGU:s jordartskarta (skala 1:25 000–1:100 000). Gasverksområdet inom röd markering. Strekat område = fyllning. Ljusblått = lerig morän. Lila = morängrovlera. Grönt = glacial grovsilt-finsand.

Utifrån SGU:s jorrdjupskarta är skattat jorrdjup inom aktuellt område 30–50 meter, minskande åt nordost (SGU, 2021b). Grundvattenkapaciteten i berggrunden ska medge utmärkt goda uttagmöjligheter (sedimentberg) (SGU, 2021c) men området återfinns inte inom ett utpekat grundvattenmagasin (SGU, 2021d). Enligt SGU:s brunnsarkiv (SGU, 2021e) så borrades en brunn i norra delen av Morkullan 4 år 1971. Den ska vara 126 meter djup, varav jorrdjupet utgör 26,5 meter. Användningsområdet ska vara uttag av industrivatten. Två reservvattenbrunnar finns sydväst om korsningen Gasverksgatan-Östergatan, ca 150 meter norr om aktuellt undersökningsområde.

Geologisk kartering har genomförts i samband med installation, se Tabell 2. Brunnarna är belägna ca 100 meter norr om aktuellt undersökningsområde, geologin kan dock förväntas vara likartad. Se avsnitt 4.4.4 för ytterligare information.

Tabell 2. Resultat av geologisk kartering i samband med installation av bergsborrade brunnar.

Brunnsid. 919001515	Brunnsid. 919001521
Fyllnadsmaterial 0 – 0,5 meters djup	Fyllnadsmaterial 0 – 0,7 meters djup
Moränlera 0,5 – 3 meters djup	Lerig grusig morän 0,7 – 3 meters djup
Lerblandad grus 3 – 5 meters djup	Lerig grus 3 – 6,5 meters djup
Block 5 – 5,5 meters djup	Lerblandad grus 6,5 – 23,5 meters djup
Lerblandad grus 5,5 – 24 meters djup	Block, kvartsrik 23,5 – 25 meters djup
Siltig sand 24 – 29,5 meters djup	Lerblandad grus 25 – 27 meters djup
Lerblandad grus 29,5 – 40 meters djup	Siltig sand 27 – 31 meters djup
Sandsten, lersten ngt lös 40 – 50 meters djup	Lera/Lersten 31 – 40 meters djup
	Sandsten, lersten 40 – 50 meters djup

Utifrån tidigare genomförda undersökningar i aktuellt område (Demikon, PEAB, ÅF Golder) så varierar tjockleken av fyllnadsmassorna inom området (Tabell 3).

Tabell 3. Sammanställning av jordartsbedömningar från tidigare genomförda undersökningar.

Delområde och referens	Tjocklek fyllnadsmassor (min-max, meter under markytan)	Underlagrades av	Maximalt djup uppnått (meter under markytan)	
Söder om gasverksbyggnaderna, inom Morkullan 16 (Demikon, 2011a)	0,6 - 1,2	Sandig siltig morän Inslag av lera	3	
Norr om gasverksbyggnaderna, inom Morkullan 4 (PEAB, 2015)	0,7–1,3	Framförallt lerig morän, inslag av grus och sand	3,5	
(ÅF, 2015)	1–3	Lerig eller sandig morän	3	
Förstudie (Golder, 2019)	Norra parken	2–3	Grusig sandig morän	4,5
	Gasklockorna	1,8–3,7	Grusig sandig morän Inslag av lera	4,5
	Gasverksbyggnaderna	0,7–3,8	Grusig sandig morän	5,5
	Bangården	1–1,2	Grusig sandig morän	3,5
	Villaområdet	2,8–3	Sand/sandig morän	3,5
	Södra deponin	1,6–5	Grusig sandig morän	6

I Tabell 4 är samtliga bedömningar av fyllnadsmassor, fyllnadsdjup med mera sammanställda för de undersökningar som utförts inom området. Bedömning av vad som utgör fyllnadsmassor är inte alltid enkel att göra och kan därför också variera beroende på vem som bedömer. Tjockleken verkar dock generellt vara runt 4 meter inom södra delen parken, västra delen av verksamhetsområdet samt i villaområdet. I övriga delar är fyllnadsmassorna generellt 1–2 meter mäktiga. Fyllnadsmassorna underlagras generellt av grusig och sandig morän med mindre inslag av lera än förväntat. Sannolikt återfinns lerig morän på större djup än de tidigare undersökningarna uppnådde. Det återfinns en del isälvsmaterial-, sand- och siltområden i Eslöv. Isälvsmaterial har generellt större utbredning på djupet än på ytan. Det är därför inte omöjligt att sand/isälvsmaterial återfinns mellan moränen och berggrunden. Underlagrande berggrund utgörs av slamsten, lersten, siltsten (SGU, 2021f).

Tabell 4. Sammanställning av jordartsbedömningar i olika delområden från tidigare (Demikon, 2011a; PEAB, 2015; ÅF, 2015; Golder, 2019) och föreliggande (Bilaga 1) genomförda undersökningar innefattandes skruvborrning och slugtest.

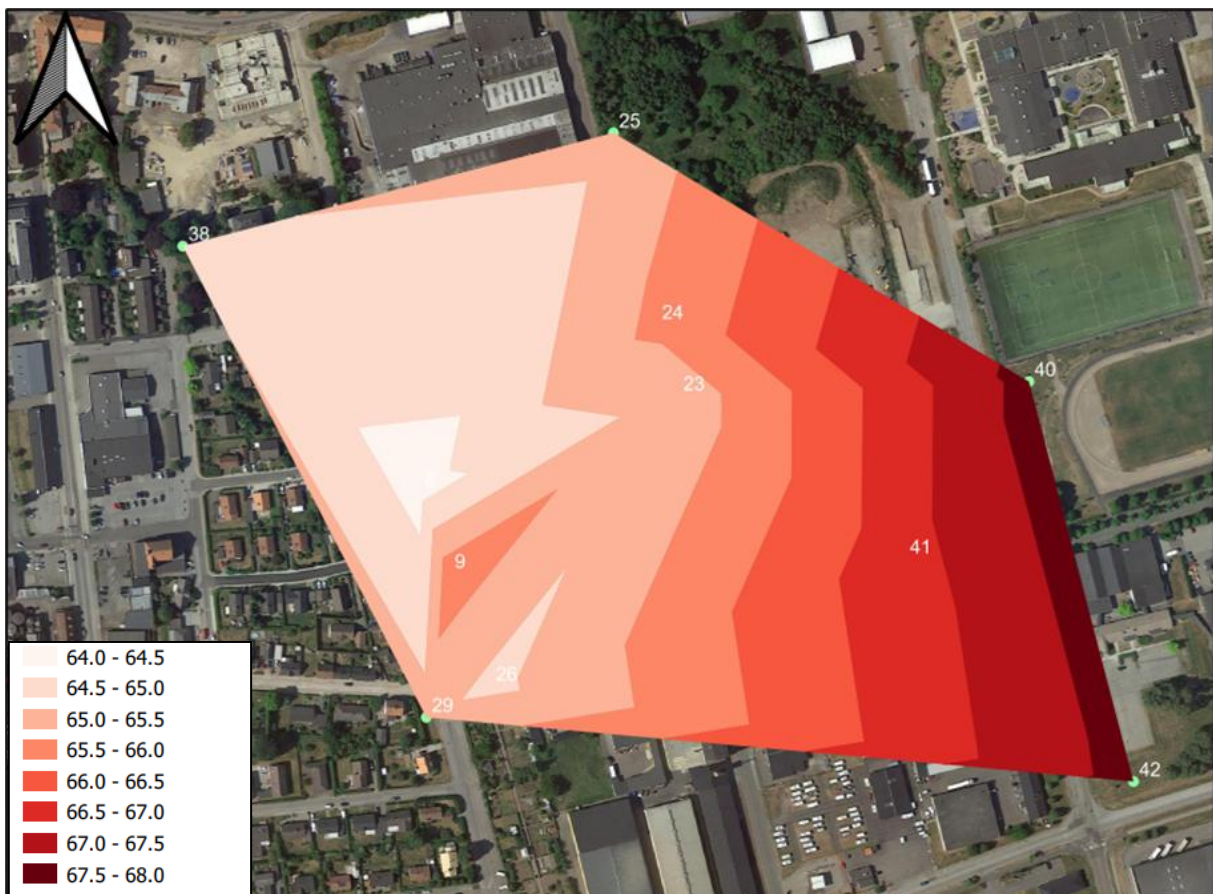
Delområde	Undersökning	Djup (m)	Tjocklek fyllnadsmassor (min-max, m u my)	Fyllnadsmassor karaktär	Fyllnadsmassor underlagras av	Grundvatten- nivåer (m u my)
Villaområdet	Ensucon skruvborrn.	0-6	0,3-3/5	Grusig sand	Sandig lerig morän	-
	Golder skruvborrn.	0-3,5	0,3-3	Grusig sand	Sandig morän / Sand	3,7
Södra deponin	Ensucon skruvborrn.	0-6	0-2/5	Mull/grus/sand	Grusig sandig morän	4,5
	Ensucon slugtest	3,1-4,8	Relativt genomsläppligt (motsvarande sand) 3,1 – 4,8 meters djup. Därunder mindre genomträngligt lager (motsvarande sandig morän)			3,22
	Golder skruvborrn.	0-6	0-2/5	Grusig sand	Grusig sand / Grusig sandig, morän	4,51
Centrala deponin	Ensucon skruvborrn.	0-4	0-3/4	Grusig sand/slagg	Grusig, sandig morän	-
	Golder skruvborrn.	0-4,4	0-1,6/3	Grusig sand	Grusig, sandig morän	-
Verksamhetskontor	Ensucon skruvborrn.	0-5	0-3	Grusig sand	Lerig, grusig, sandig morän	3,4
	Ensucon slugtest	2,7-7,3	Generellt relativt genomsläppligt (motsvarande sand) 2,7 – 6,9 meters djup. Mindre genomträngligt lager (motsvarande sandig morän) 6,9 – 7,3 meters djup.			3,14
	Golder skruvborrn.	0-3,5	0-3	Grusig sand	Grusig, sandig morän	-
Gasklockorna	Ensucon slugtest	2,7-7,3	Generellt relativt genomsläppligt (motsvarande sand) 2,7 – 6,9 meters djup. Mindre genomträngligt lager (motsvarande sandig morän) 6,9 – 7,3 meters djup.			3,22
	Golder skruvborrn.	0-5,5	0-3	Grusig sand	Grusig, sandig morän / Lerig, grusig, sandig morän	1,7
Norr om verksamhetsområdet	Golder skruvborrn.	0-4,5	0,1-2/3	Grusig sand	Grusig, sandig morän	2,7
Verksamhetsområdet	Ensucon skruvborrn.	0-6	0-4	Grusig sand med inslag av mull och lera	Grusig/sandig alt. siltig/lerig morän	2,6-3,6
	Ensucon slugtest	2,5-4,5	Mindre genomträngliga lager påträffade vid 2,5–3,2 samt 3,5–3,8 meters djup. Vid ca 4,5 meters djup tjockt mindre genomträngligt lager (motsvarande sandig morän)			2,65-3,14
	Golder skruvborrn.	0-5,5	0-3	Grusig sand	Grusig, sandig morän	3,12
Bangården	Ensucon skruvborrn.	0-4	0-3,5/4	Grusig sand/sandigt grus	Grusig sandig morän/ Siltig sandig morän med inslag av lera under ca 3 m	2
	Golder skruvborrn.	0-3,5	0-1	Grusig sand	Grusig, sandig morän	-
Övriga (söder om södra deponin)	Ensucon skruvborrn.	0-5	0-1,5/3,5	Grusig sand med inslag av mull och sten	Siltig, sandig morän/lerig, siltig, sandig morän	3-3,2

4.3.2 Grundvattenströmning

Grundvattenytans läge varierar med flera meter inom området, troligtvis på grund av markinstallationer, ledningar med mera (Tabell 4). Grundvattenytan är som högst belägen 1,6 m u my (inom verksamhetsområdet) och som lägst belägen 4,4 m u my (inom södra deponin).

Golder (2019) bedömde att grundvattnets flödesriktning var nordvästlig, denna bedömning kan dock ha påverkats av då pågående pumpning av grundvatten i närområdet. Om grundvattenströmningen styrs av topografin bör grundvatten i övre akvifären från gasverksområdet främst strömma åt nordväst (Figur 15), vilket också grundvattennivåmätningar genomförda i samband med huvudstudien pekar på (Figur 14). Viss avrinning åt sydväst kan dock inte uteslutas. Troligtvis påverkar även dränerande material i ledningsgravar och konstruktioner i mark strömningen lokalt.

Enligt VattenInformationssystem Sverige (VISS, 2023) återfinns aktuellt område inom avrinningsområde¹ för Kävlingeån, vilket innebär en storskalig grundvattenströmning åt sydväst. Enligt Vattenatlas är dock området beläget inom avrinningsområde² för Saxån, vilket innebär en avrinning mot nordväst. Sammanfattningsvis så bedöms strömningsriktningen i den ytliga akvifären lokalt var nordvästlig men storskaligt sydvästlig mot Kävlingeån via Bråån.



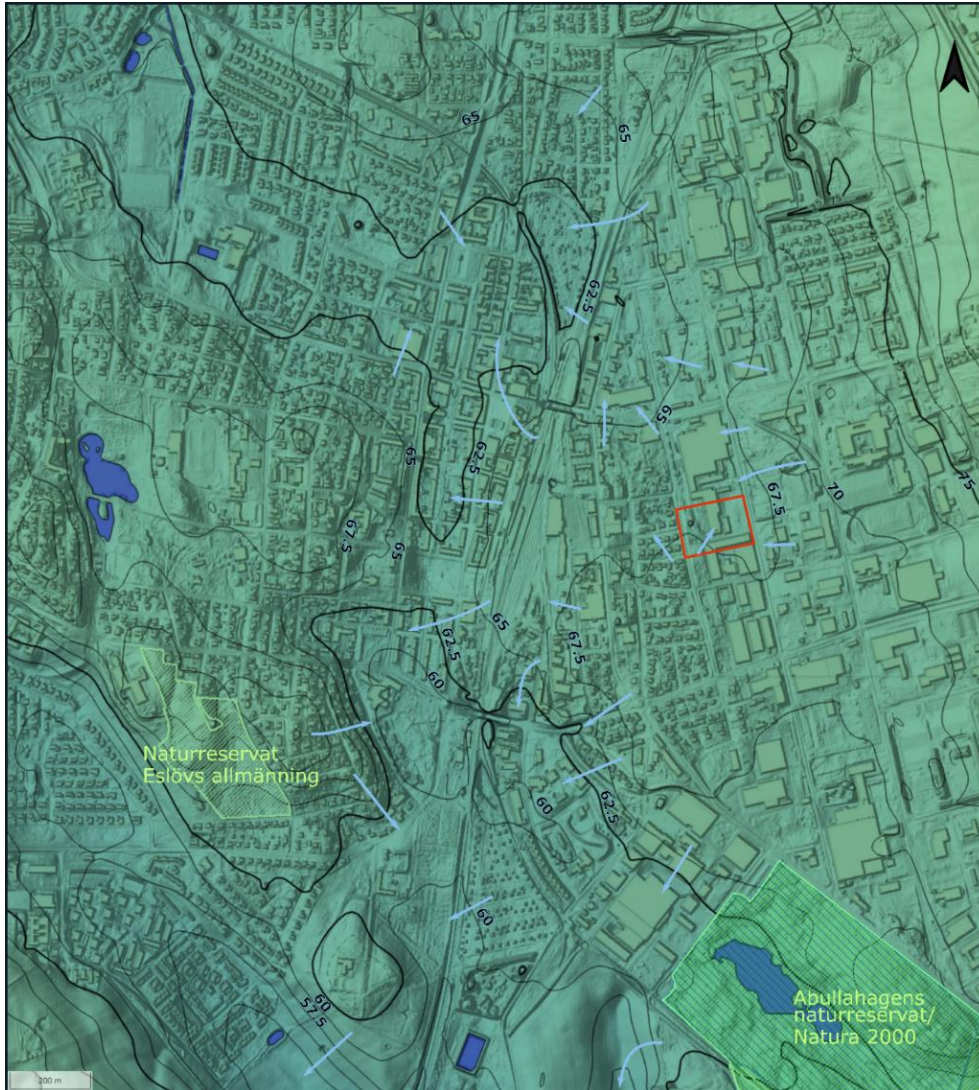
Figur 14. Grundvattenytans höjd över havet (m) samt interpolering vilket indikerar en nordvästlig strömningsriktning.

¹ Utifrån generaliserade huvudavrinningsområden enligt SMHI

² Utifrån Lantmäteriet 2 m DEM som ursprung; hänsyn tagen till dikningsföretag, kulvertar, mm

4.3.3 Skyddat grundvatten

Området är beläget inom den sedimentära bergförekomsten Eslöv-Flyinge (WA23502724), vilken är en skyddad grundvattenförekomst (VISS, 2023). Grundvattnet i övre jordlager skiljer sig troligtvis från berggrundens grundvatten eftersom lermoränen/moränleran bedöms vara relativt svårgenomsläpplig.

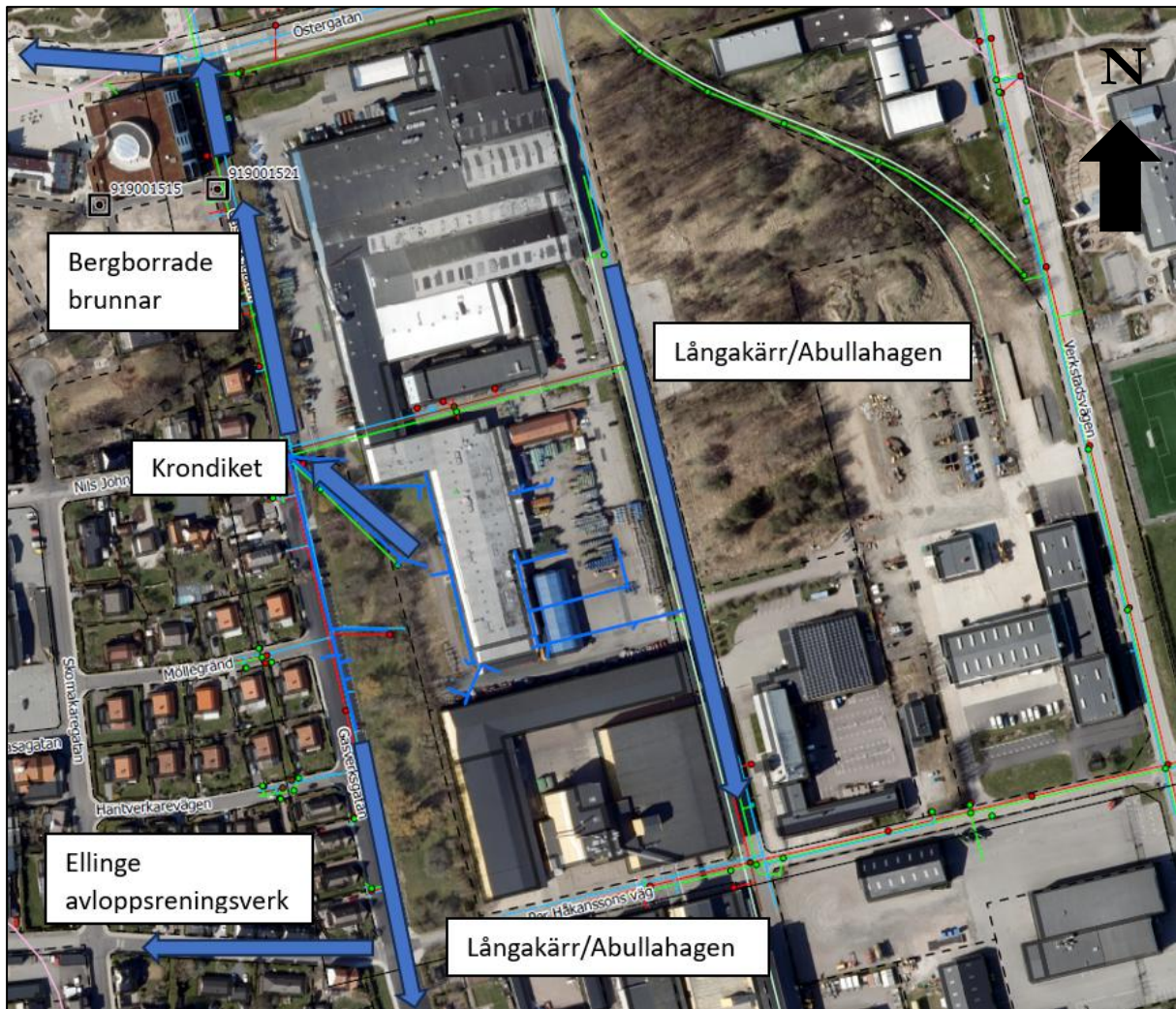


Figur 15. Höjdmmodell för Eslöv tätort med topografi och höjdkonturer (svarta linjer) och sannolik ytlig grundvattenströmning utifrån topografien (blå pilar). Konturerna genererade på en ekvidistans av 2,5 m, 5 m och 10 m. Det före detta gasverksområdet är markerat med röd figur. Ytvatten är markerade med blått och skyddade naturområden är markerade med ljusgrönt. Modifierad karta skapad i Scalgo (2022), med hjälp av dataset enligt följande: Lantmäteriet (2021): *Markhöjdmmodell, grid 1+*; *Hydrografi* samt Naturvårdsverket (2022): *Art- och habitatdirektivet (Natura 2000)*; *Naturreservat*.

4.4 Ledningar och konstruktioner i mark

4.4.1 Vattenledningar

Det förekommer VA-ledningar för spillvatten, dagvatten och dricksvatten inom området (vissa av dessa visas i Figur 16). Enligt äldre ledningskartor från år 1951 har vattenledningar från gasverksområdet varit kopplade med Gasverksgatan i väster (Figur 6). Området befinner sig inom en flödesdelare för dagvatten, vilket innebär att dagvatten inom olika delar av området har olika strömningsriktning och utloppspunkter, se Figur 16.



Figur 16. Strömningsriktningar och utloppspunkter för dagvatten inom aktuellt undersökningsområde. Kartan är ritad med utgångspunkt från information om dagvattennätet (VA-syd, 2021). I kartans vänstra hörn finns även lägen för bergborrade brunnar utmarkerade.

4.4.2 Övriga ledningar

Utöver vattenledningar förekommer även ledningar för el, gas, optiska fibrer med mera inom området.

4.4.3 Konstruktioner i mark

I förstudien för området påträffades vid borrning en konstruktion 2–3 meter under markytan som tolkades utgöra den västra gasklockans bottenplatta. Denna konstruktion bedömdes vara orsaken till att grundvattenytan var högre inne i gasklockorna.

Utförd geofysisk undersökning med hjälp av markradar bekräftade att gasklockornas struktur fortfarande finns kvar under mark. Det är dock osäkert om det rör sig om bottenplattor eller enbart yttre hölje, då stort borrhjup uppnåts inom gasklockorna (>6 meter under markytan).

4.4.4 Brunnar i närområdet

Enligt SGU (2021e) finns två bergborrade reservbrunnar norr om undersökningsområdet. De är belägna inom fastigheten Eslöv 54:2, strax söder om Carl Engström skolan, se Figur 16 för lokalisering.

Brunnarna utgörs av 193,7 x 5,4 mm foderrör i stål och är borrhade ned till 49 respektive 50 meters djup, se Tabell 5 för sammanställning av data för respektive rör. För geologisk kartering genomförd i samband med installation se Tabell 2.

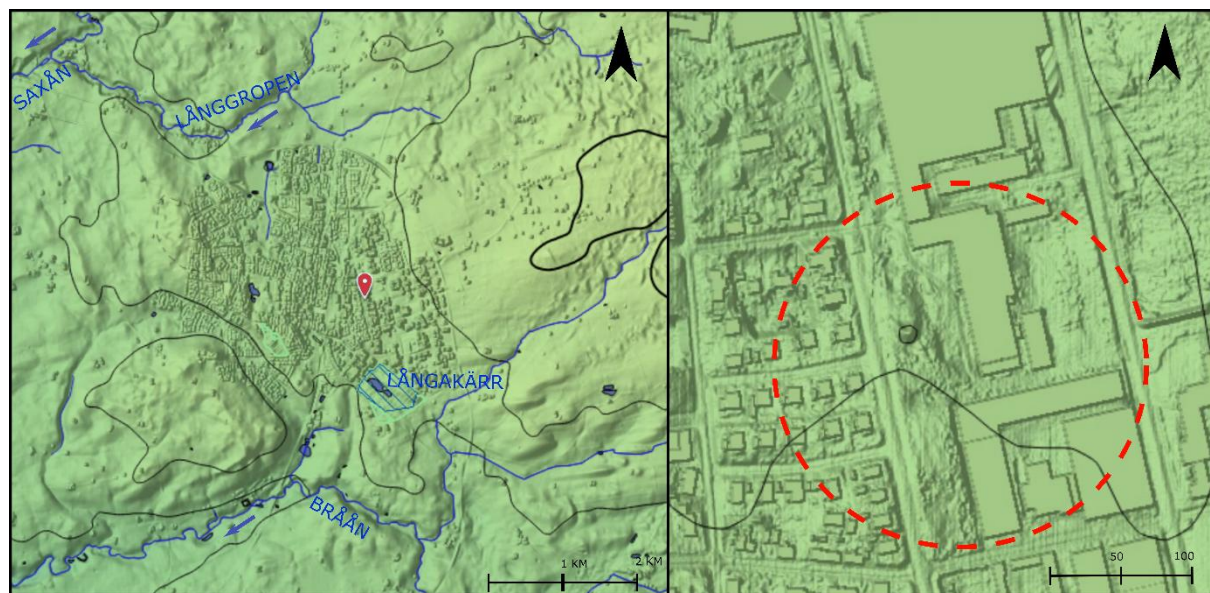
Tabell 5. Sammanställning av data om respektive bergborrad brunn.

Brunnsidentitet	919001515	919001521
Lokalisering	4 meter väster om Carl Engströms skolans sydvästra hörn.	4 meter öster om Carl Engströms skolans sydöstra hörn.
Borrdatum	2018-08-16	2018-08-21
Grundvattennivå (m.u.my.)	4,35	3,4
Vattenmängd (liter/timme)	60 000	60 000
Total djup (m.u.my.)	49	50

4.5 Ytvattenförhållanden och skyddade naturområden och recipienter

Enligt VISS (2023) återfinns aktuellt område inom delavrinningsområde med Långakärr som recipient. Långakärr återfinns i Abullahagens naturreservat, cirka en km söder om aktuellt område och är också närmast belägna ytvatten (Figur 17). I vilken omfattning avrinning sker dit är inte känt. Det finns två skyddade naturområden i närområdet, naturreservaten Abullahagen (innefattar Långakärr) och Eslövs Allmänning (Figur 15). Storskalig avrinning och grundvattenströmning bör vara sydvästlig mot Öresund, via Kävlingeån. Det är utifrån topografin inte troligt att spridning via ytligt grundvatten sker till Långakärr, dock har delar av dagvattennätet i aktuellt område sannolikt sitt utlopp i där (Figur 16).

Utifrån resonemang i avsnitt 4.3.2 bedöms ytligt grundvatten främst avrinna nordväst mot Långgropen, (ca 1,7 km från området) som sedan ansluter till Saxån. Det kan eventuellt även ske viss avrinning, åtminstone via dagvattennätet, till Långakärr och vidare till Bråån³ i sydväst, vilken sedan ansluter till Kävlingeån.



Figur 17. Höjdmodell för Eslöv tätort med topografi och höjdkonturer (svarta linjer). Det före detta gasverksområdet är markerat med röd figur. Vissa ytvatten är även namngivna i kartan. Modifierad karta skapad i Scalgo (2022), med hjälp av följande dataset från Lantmäteriet (2021): Markhöjdmodell, grid 1+; Hydrografi.

³ I tidigare rapporter har en förväxling gjorts mellan Bråån och Bråån. Det är Bråån som flyter söder om Eslöv.

5 SAMMANFATTNING AV RESULTATET FRÅN GENOMFÖRDA UNDERSÖKNINGAR

I detta avsnitt beskrivs kortfattat de tidigare undersökningar som har genomförts inom aktuellt område. De mest omfattande undersökningarna har utförts inom ramen för förstudie utförd av Golder 2019 samt föreliggande huvudstudie under 2021 – 2024 (kortfattad omfattning av dessa anges i Tabell 6).

Tabell 6. Tidigare och föreliggande provtagningar och undersökningar som har genomförts i aktuellt undersökningsområde.

Tidigare undersökningar (förstudie):	Föreliggande undersökning (huvudstudie): Bilaga 1
<ul style="list-style-type: none"> • Skruvborrning med jordprovtagning, installering av grundvattenrör • Provtagning av ytlig jord • Grundvattenprovtagning i rör 	<ul style="list-style-type: none"> • Skruvborrning med jordprovtagning, installering av grundvattenrör • Handskrubborrning, provtagning i park av ytlig jord • OIHP-sondering • Grundvattenprovtagning i äldre och nyinstallerade rör • Provtagning av sediment i dagvattenbrunnar • Provtagning av dagvatten i dagvattenbrunnar • Provtagning av sediment i recipient för dagvatten • Provtagning av ytvatten i recipient för dagvatten • Passiv provtagning av inomhusluft inom verksamhetsområde och bostäder väster om området • Mätning och provtagning av porgas • Geofysisk undersökning (markradar) • Förenklad hydrogeologisk undersökning, slug-test • Laktest med avseende på PAH (POM test)

5.1 Tidigare utförda undersökningar

Utöver förstudien så har ett antal miljötekniska markundersökningar samt en ansvarsutredning genomförts inom det tidigare gasverksområdet med närområde. Se Figur 18 för lokalisering av genomförda provtagningar.

5.1.1 Översiktliga markundersökning av södra Morkullan 4 (fastighetsbeteckning numera Morkullan 16) - Demikon, 2011

Demikon (2011a) genomförde 2011 en översiktlig miljöteknisk markundersökning inom södra delen av Morkullan 4 på uppdrag av Lantmännens ekonomiska förening inför en eventuell försäljning av fastigheten. Totalt 46 jordprover uttogs från nio provpunkter med hjälp av geoteknisk borrhandsvagn. Sju av proverna analyserades med avseende på PAH-16, petroleumprodukter, metaller eller cyanid. Inom västra delen av undersökningsområdet påträffades PAH överskridande Naturvårdsverkets riktvärde för mindre känslig markanvändning (MKM) i en ytlig provpunkt. Detta område sanerades under 2011 i samband med byggnationen av en ny lagerbyggnad (Demikon, 2011b). Totalt schaktades drygt 300 ton jord bort. Ingen förorening lämnades kvar i schaktbotten men i schaktvägg mot angränsande fastighet i väster (Eslöv 54:2, ”södra deponin”) lämnades PAH-halter överskridande MKM kvar. Området avstyckades i samband med Lantmännens förvärv från Morkullan 4 och är numera en del av Morkullan 16.



Figur 18. Äldre undersökningar inom gasverkstomten med närområde.

5.1.2 Geoteknisk undersökning och provtagning av västra delen Morkullan 4 - PEAB Anläggning AB, 2015

Peab Anläggning AB (PEAB) (2015) genomförde 2015 (anm. det står felaktigt 2012 på försättsbladet) en geoteknisk undersökning väster (sannolikt) om befintlig industribyggnad på Morkullan 4 inför en potentiell tillbyggnad av lagerhall. Undersökningen utfördes med hjälp av hjulgrävare.

Okulär jordartsklassificering av upptaget material skedde ned till ca 3 meters djup. Generellt påträffades mull och fyllnadsmassor i den översta metern, vilket överlagrade lerig morän. Laboratorieanalys med avseende på oljeprodukter, PAH, metaller med mera utfördes av två relativt ytligt uttagna jordprover (0,6–0,9 samt 1,3–1,5 meters djup). I jordprovet uttaget på 1,3–1,5 meters djup överskreds MKM med avseende på PAH-H.

5.1.3 Miljöteknisk markundersökning västra delen av Morkullan 4 - ÅF Infrastructure, 2015

ÅF Infrastructure AB (2015) genomförde 2015 på uppdrag av Sekurit en miljöteknisk markundersökning väster om befintlig industribyggnad på Morkullan 4 inför tillbyggnad av lagerhall i syfte att avgränsa den markförorening som påträffats vid PEAB:s undersökning. Sammanlagt uttogs 36 jordprover från sex provtagningspunkter. Tio jordprover från varierande djup skickades till laboratorium för analys med avseende på petroleumprodukter, PAH, metaller samt cyanid.

I fyra provpunkter påträffades förorening överskridande MKM med avseende på PAH, petroleumprodukter samt cyanid. I två av provpunkterna överskred påträffade föroreningshalter gränsvärdena för farligt avfall (FA) med avseende på PAH.

Föroreningarna påträffades vid 0 – 2,5 meters djup och avgränsades inte i djup eller bredd. Generellt påträffades mull och fyllnadsmassor i den översta metern, vilket överlagrade lerig/sandig morän.

5.1.4 Provtagning i samband med VA-arbeten vid Möllegränd – VA SYD, 2016

Vid ett vatten- och avloppsarbete som VA SYD utförde Möllegränd i Eslöv 2016 påträffades förorenade massor. Arbetena omfattades ca 100 meter i gatan och provtagning och analys för klassificering skedde löpande. Sammanlagt sju jordprover (ned till 1,5 meters djup) och ett asfaltsprov analyserades. Ingen tjärsfalt påträffades. Cyanid överskridande rapporteringsgränsen men under KM påträffades (1,4 mg/kg).

5.1.5 Förstudie för gasverket – Golder Associates, 2019

Golder (2019) utförde på uppdrag av Eslövs kommun, med hjälp av statsbidrag förmedlade via Länsstyrelsen i Skåne län, en förstudie av gasverket under 2018–2019. Undersökningsområdet delades in i delområden baserat på geografi, markanvändning och tidigare verksamheter (Figur 19).

Jordprover uttogs genom skruvborrning i 26 provpunkter ned till 3–6 meters djup. Dessutom grävdes fyra provgropar ned till 2–4 meters djup. Grundvattenrör (PEH-rör) installerades i sju punkter, ned till mellan 3 och 6 meter under markytan.

Totalt analyserades ca 40 uttagna jordprover på laboratorium. Analyser genomfördes med avseende på PAH-16 (27), petroleumkolväten inklusive PAH (15), BTEX (17), metaller inklusive kvicksilver (Hg) och svavel (33), cyanid (13), TOC ⁴(7). För nästan 30 av de analyserade jordproverna överskreds KM (12 st), MKM (16 st) eller Farligt avfall (FA, 1 st) för minst en analyserad parameter (Tabell 7). Sammanfattningsvis påträffades de högsta halterna i jord inom det nuvarande parkområdet öster om Gasverksgatan, söder om där gasklockorna varit lokaliserade (inom södra deponin). Förorening överskridande riktvärden för MKM påträffades ned till sex meters djup och avgränsades varken i djup eller bredd.

⁴ Totalt organiskt kol

För grundvatten genomfördes sex analyser med avseende på petroleumkolväten, PAH, BTEX, metaller, svavel och cyanid samt tre screeninganalyser med avseende på volatila ämnen. Vilka föroreningar som påvisats anges i Tabell 8.

Mycket höga metallhalter (bly, nickel) påträffades endast i grundvattenrör söder om våtklockorna samt där apparathuset varit beläget. I samma grundvattenrör var även halterna av bensen, PAH, och aromatiska kolväten förhöjda (18GA11, 18GA14, 18GA23, 18GA30). För cyanid överskreds dricksvattenkriteriet i tre rör (18GA01, 18GA11 och 18GA30).

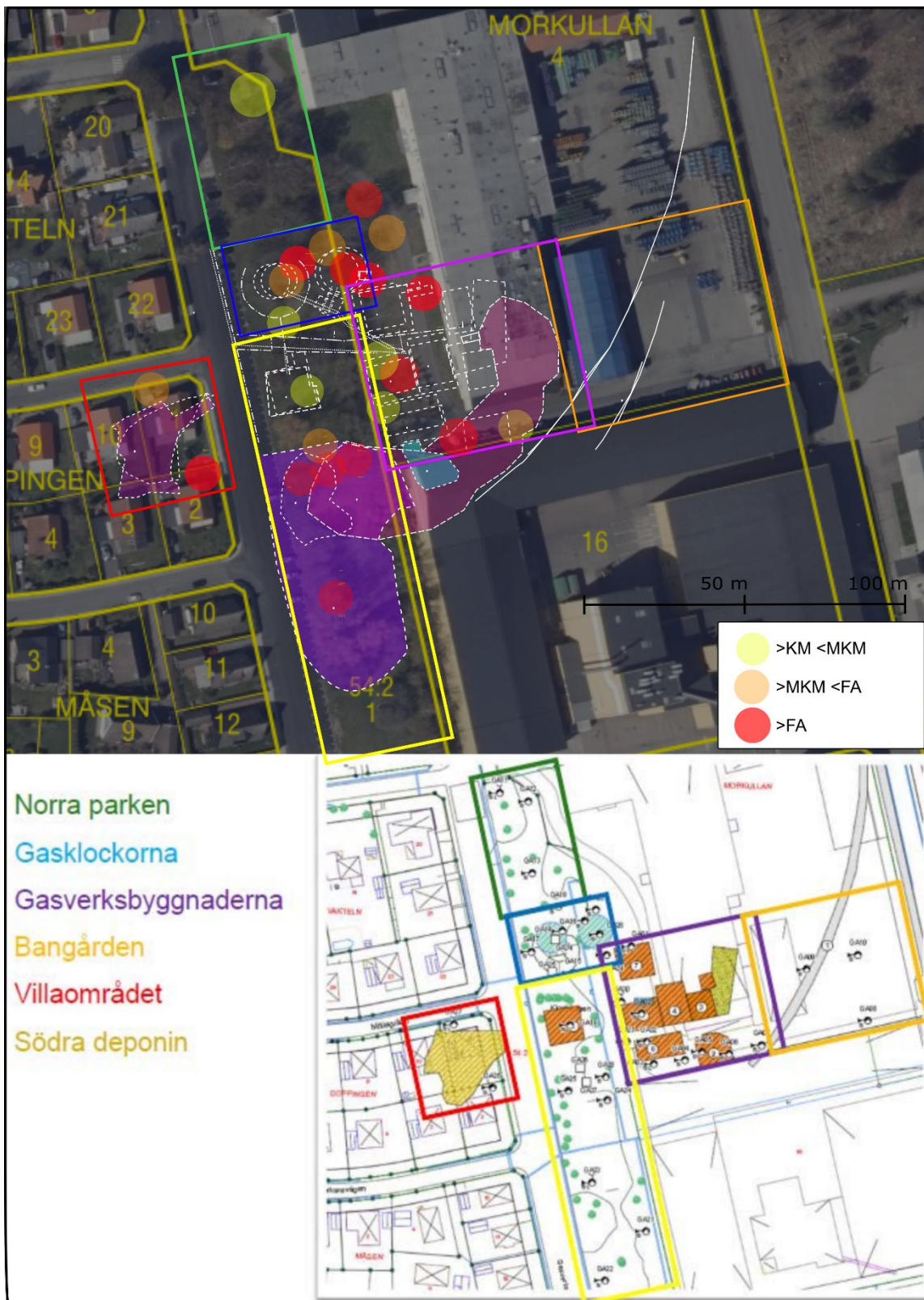
Vid screening detekterades få volatila ämnen i halter över rapporteringsgräns. Indan och tetrakloreten detekterades dock i samtliga rör och monoklorbensen i ett.

Utifrån grundvattennivåer i grundvattenrör i närområdet interpolerade Golder att grundvattenströmningen borde vara nordvästlig. Vid tiden för mätningarna pågick dock pumpning av grundvatten nordväst om undersökningsområdet, vilket kan ha påverkat flödesriktningen.

Utifrån erhållna analysresultat, vilka föroreningar som påträffats samt var dessa påträffats så bedömde Golder att den sammanvägda riskklassen för aktuellt objekt inte bör justeras från MIFO fas 1 inventeringen, utan även fortsatt bör vara ett riskklass 1 objekt.

Förstudien har visat att risker för människors hälsa och miljö inte kan uteslutas. I förstudien anges att en huvudstudie bör utföras, innefattandes följande:

- ✓ Ytlig jordprovtagning i anslutning till bostadshus där förhöjda halter har påträffats.
- ✓ Huruvida ånginträngning i byggnader sker.
- ✓ Hur grundvattenytan lutar.
- ✓ Eventuell förekomst av PAH i fri fas vid bergöveryta.
- ✓ Att oxidationsprodukter som kan bildas av PAH (oxy-PAH) inkluderas i framtida undersökning.



Figur 19. Nedre figur visar indelningen av egenskapsområden enligt förstudie för området (Golder, 2019). I den övre kartan är delområden (heldragna färgade linjer) och historisk placering av gasverkets byggnader och potentiella deponiområden (vit-streckade linjer) markerade på ett nutida flygfoto med fastighetsgränser. I kartan är här även föroreningsnivå för jord (>KM: gul cirkel; >MKM: orange cirkel; >FA: röd cirkel) markerats ut baserat på analysresultat enligt Golder (2019) och ÅF (2015).

Tabell 7. Påträffade föroreningar i jord inom respektive delområde (Golders indelning), överskridande de generella riktvärdena för KM inom ramen för förstudien (Golder, 2019).

Delområde enligt Figur 19	Påträffade föroreningar (över generella riktvärdet för KM)	Vertikal lokalisering av förorening (ungefärligt djup)
Norra parken	PAH	Ytlig jord (0,3–1 m u my)
Gasklockorna	PAH, alifatiska och aromatiska kolväten, bensen, xylener, Cd, Pb, Zn	Främst 1–3 m u my. Påträffad konstruktion (västra gasklockans grund) påverkar troligtvis föroreningen
Gasverksbyggnaderna	PAH, aromatiska kolväten, As	Ytligt och djupare jord (ned till 5 m u my), ej avgränsat
Bangården	-	-
Villaområdet	PAH, bensen, Ba, Zn, Pb	Främst ytligt (0,3–2 m u my)
Södra deponin	PAH, BTEX, aromatiska kolväten, As, Cd, Ba, cyanid (även fri)	Ytligt jord samt ned till 6 meter (ej avgränsat)

Tabell 8. Påträffade föroreningar överskridande relevanta jämförvärden i förstudien (Golder, 2019). För jord generella riktvärden för KM, för grundvatten SGU:s klass 4, MKN-RV för grundvatten, för petroleumprodukter i grundvatten SPL:s riktvärden avseende skydd av ytvatten och ånginträngning. För PAH i grundvatten MKN-RV för ytvatten.

Medium	Påträffade föroreningar överskridande använda jämförvärden i förstudien
Jord	Metaller: arsenik, barium, kadmium, kvicksilver, bly, zink PAH-L, -M och -H BTEX: bensen, toluen, xylen Cyanid total Alifatiska (>C16-C35) och aromatiska (>C10-C16; >C16-C35) kolväten
Grundvatten	Metaller: nickel, bly PAH-L, -M, -H BTEX: bensen, toluen, etylbensen, xylen Cyanid total Aromatiska kolväten (>C8-C10; >C10-C16; >C16-C35)

5.1.6 Ansvarsutredning för Eslövs Gasverk, fastigheterna Morkullan 4, Morkullan 16 och Eslöv 54:2 - Eslövs kommun, 2019

Eslövs kommun utförde 2019 en ansvarsutredning för föroreningsskadorna orsakade av gasverksverksamheten (Eslövs kommun - Miljö- och Samhällsbyggnadsförvaltningen, 2019). Slutsatserna i ansvarsutredning bedöms av Länsstyrelsen i Skåne fortsatt gällande även efter efterföljande överlåtelse av fastigheten Doppingen 1 (Länsstyrelsen Skåne, 2020).

Detta bedöms gälla:

- Inget verksamhetsutövaransvar kan utkrävas då verksamheten avslutades före 1 juni 1969.
- Eftersom den förorenande verksamheten har upphört före den 30 juni 1969 går det inte att ålägga en fastighetsköpare något ansvar, även i de fall som fastighet förvärvats efter 1999. Fastighetsägare har därmed inget ansvar enligt 10 kap. 3 § miljöbalken.

5.1.7 Provtagning av frukt- Eslövs kommun, 2019

Eslövs kommun utförde 2019 en provtagning av frukt och grönsaker inom villaområdet (Doppingen 2: äpplen, hallon, rabarber) och parken (körsbär, äpplen, rönnbär) (Eslövs kommun, 2019). Analyser utfördes med avseende på metaller (As, Cd, Hg, Ni, Pb, Zn) och PAH16. Enbart låga föroreningshalter påträffades. Livsmedelsverket och Arbets- och Miljömedicin Syd bedömde att det inte föreligger någon risk med att äta de frukter som växer i eller kring området där gasverket har varit beläget.

5.1.8 Provtagning av sediment och ytvatten i Långakärr – VA syd 2018–19

VA-syd genomförde under 2018 och 2019 kontrollprovtagning av dagvatten med utlopp i Långakärr samt sediment i sjön.

Detta är av intresse för aktuell undersökning då en del av dagvattnet från aktuellt undersökningsområde sannolikt har utlopp i Långakärr. Vattenprovtagning genomfördes i två dagvattenbrunnar uppströms Långakärr. Båda dessa brunnar ligger uppströms det gemensamma inloppet till Långakärr och avvattnar olika områden, vilket är anledningen till att det bedömdes som intressant att analysera dem separat. Analys på utgående vatten från dammen utfördes vid överfallet i västra änden av dammen. Provtagning genomfördes vid fyra tillfällen vid olika årstider. Vid en provtagning vintern 2019 påvisades 3,7 µg/l PAH från östra inloppet. I övrigt påträffades inga parametrar som generellt förknippas med gasverksverksamhet.

Sedimentprovtagning genomfördes i fem punkter i Långakärr. I varje provpunkt uttogs sedimentkärnor med en rörprovtagare, vilka delades upp i tre lika stora delar efter djup, och som sedan analyserades separat. I varje sedimentkärna påträffades 110 – 610 mg/kg alifater >C16-C35 samt 1,7 – 7 mg/kg PAH i de två översta delarna av sedimentet. Det enda undantaget var sediment uttaget från inloppet, där högst halt PAH (1,8 mg/kg) påträffades i den djupast belägna delen av sedimentet. Ingen analys med avseende på cyanid genomfördes.

5.1.9 Kontrollprovtagning av utgående spillvatten från grundvattenpumpning norr om gasverksområdet - Sekurit, 2020–2021

I norra delen av Sekurits industribyggnad återfinns en källare. Denna befinner sig delvis under grundvattennivån, vilket medför att Sekurit måste pumpa ut en mindre mängd vatten (< 1 m³/dag) till det kommunala spillvattennätet. Ur dessa spillvattenbrunnar genomför Sekurit regelbunden provtagning av utgående vatten. Analysresultat från 2020 och 2021 visar på halter av alifater >C12-C16, alifater >C16-C35 och PAH-H överskridande SPI:s (SPI-RV2, 2010) riktvärden med avseende på dricksvatten. SPI:s riktvärde för ytvatten överskreds med avseende på aromater >C16-C35. Tetrakloreten (perkloretylen) påträffades i halt (maximalt 83 µg/l) överskridande kraftig påverkan enligt nederländska riktvärden (VROM, 2009). Kalcium, järn, magnesium, zink påträffades överskridande gräns för tillståndsklass 5 (mycket stark påverkan) enligt SGU (SGU, 2013). Cyanid påträffades i låga halter.

5.2 Föroreningsituation utifrån tidigare undersökningar och föreliggande huvudstudie

Undersökningarna som har genomförts inom ramen för huvudstudien har i genomförande och omfattning utgått från provtagningsplaner daterade 2021-10-21 (Ensucon, 2021), 2022-10-11 (Ensucon, 2022) samt 2023-09-28 (Ensucon, 2023), vilka kommunicerades med beställare och tillsynsmyndighet innan provtagningar genomfördes. Provtagningsstrategin har utgått från rekommendationer om vidare undersökningar angivna i förstudien samt utifrån de behov som identifierades efter det att resultatet från undersökningarna beskrivna i den initiala provtagningsplanen utförts. Undersökningar skedde stegvis för att hantera nya osäkerheter och frågetecken som uppkom efter hand. Undersökningar utförda för huvudstudien, bedömningsgrunder samt resultat redovisas i Bilaga 1 - undersökningsrapport.

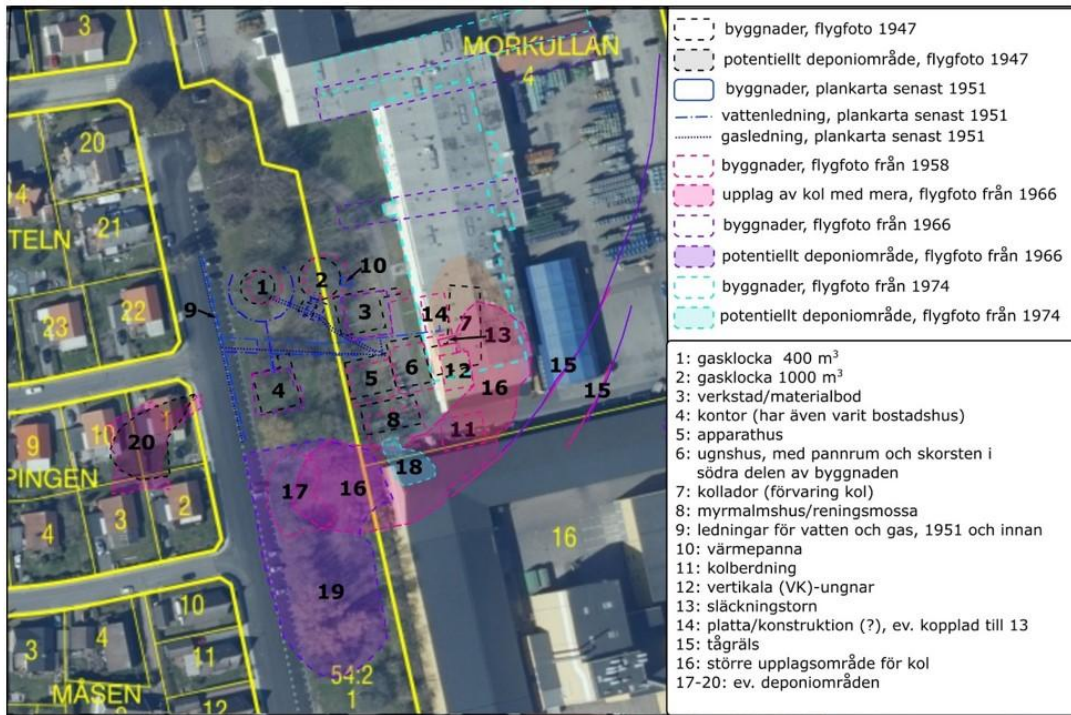
De viktigaste resultaten från tidigare undersökningar sammanvägt med resultatet från undersökningar utförda inom ramen för huvudstudien redovisas kortfattat i detta avsnitt. Föroreningsituationen varierar i typ och omfattning inom området och därför har en uppdelning av delområden gjorts (Figur 20):

- Verksamhetsområde – Sydvästra Morkullan 4
- Verksamhetskontor – Del av Eslöv 54:2
- Gasklockorna – Del av Eslöv 54:2/västra Morkullan 4
- Norr om verksamhetsområde/Norra området – Del av Eslöv 54:2/västra Morkullan 4
- Centrala deponin – Del av Eslöv 54:2
- Södra deponin – Del av Eslöv 54:2
- Bangården – Sydöstra Morkullan 4
- Villaområdet – Doppingen 1, 2, 3, 4, 9 och 10

Dessa delområden används härnäst för att hänvisa till vilket område som avses. Delområdenas indelning är baserade på föroreningsituation, historisk information (Figur 21) samt tidigare benämning av delområden i förstudien.



Figur 20. Intolkade delområden för gasverksområdet med omnejd. Indelningen är gjord utifrån information från historiska flygfoton och äldre plankartor samt resultat från tidigare och föreliggande undersökningar.



Figur 21. Historisk information utifrån flygfoton och planritningar, markerat på nutida flygfoto (övre karta, se Figur 12) och övergripande bild över föroreningsituationen i jord, maxhalter (nedre karta, från Bilaga 1).

5.2.1 Jord

Avseende metaller har arsenik, barium, bly, kadmium, koppar, krom, kvicksilver och zink överskridande riktvärden för KM påträffats inom området, varav arsenik, barium, bly och zink även överskrider riktvärdet för MKM. Zinkhalter överskridande FA har även påträffats (Tabell 9). Föroreningssituationen inom respektive delområde redovisas i Tabell 10.

Tabell 9. Sammanställning över vilka föroreningar som har påträffats över generella riktvärdena för KM (>KM -<MKM), MKM (>MKM - <FA) samt över gränsvärdet för FA (>FA) i jord för olika föroreningsgrupper. Sammanställningen baseras på samtliga tillgängliga resultat från både tidigare och föreliggande provtagningar.

Ämnesgrupper	>KM -<MKM	>MKM - <FA	>FA
Metaller	Arsenik, barium, bly, kadmium, koppar, krom, kvicksilver, zink	Arsenik, barium, bly, zink	Zink
Cyanid	Cyanid total, cyanid lättillgänglig	Cyanid total, cyanid lättillgänglig	-
Organiska föroreningar i form av PAH, alifatiska och aromatiska kolväten	PAH-L PAH-M, PAH-H, alifater >C5-C16; >C12-C16; >C16-C35; aromater >C8-C10; >C10-C16; >C16-C35	PAH-L PAH-M, PAH-H, alifater >C5-C16; >C12-C16; >C16-C35 Aromater >C8-C10; >C10-C16; >C16-C35	PAH-L, PAH-M, PAH-H, Aromater >C10-C16; >C16-C35
Övriga organiska föroreningar	Bensen, xylen, toluen, etylbensen (BTEX) Summa fenol och kresol	Bensen, xylen, toluen (BTEX) Summa fenol och kresol	-

Tabell 10. Sammanställning över vilka föroreningar som har påträffats över de generella riktvärdena för KM (>KM -<MKM), MKM (>MKM - <FA) samt över gränsvärdet för FA (>FA) i jord inom respektive delområde. Sammanställningen baseras på samtliga tillgängliga resultat från både tidigare och föreliggande provtagningar.

Delområde	>KM -<MKM	>MKM - <FA	>FA
Villaområdet, Inom bostadsområde	Arsenik, barium, bly, kadmium, kobolt, koppar, krom, kvicksilver, zink, PAH-L, PAH-M, PAH-H, bensen, alifater >C16-C35, aromater >C10-C16; >C16-C35	Arsenik, barium, bly, kadmium, koppar, kvicksilver, zink, PAH-L, PAH-M, PAH-H, bensen, alifater >C16-C35, aromater >C10-C16; >C16-C35	Zink, PAH-M, PAH-H, aromater >C10-C16; >C16-C35
Södra deponin, inom park	Bly, summa fenol och kresol, PAH-L, PAH-M, PAH-H, bensen, arsenik, kadmium, aromater >C8-C10; >C10-C16, alifater >C16-C35, xylen, toluen, Cyanid lättillgänglig	Summa fenol och kresol, PAH-L, PAH-M, PAH-H, bensen, aromater >C8-C10; >C10-C16; >C16-C35, xylen, toluen	PAH-L, PAH-M, PAH-H, aromater >C10-C16; >C16-C35
Centrala deponin, inom park	Arsenik, barium, bly, kadmium, koppar, krom, kvicksilver, zink, cyanid total, cyanid lättillgänglig, PAH-L, PAH-M, PAH-H, bensen, toluen, xylen, alifater >C16-C35, aromater >C8-C10; >C16-C35	Arsenik, barium, cyanid total, PAH-L, PAH-M, PAH-H, bensen, aromater >C8-C10, aromater >C10-C16; >C16-C35	PAH-M, PAH-H
Verksamhetskontor, inom park	PAH-H	-	-
Gasklockorna, inom park	Bly, kadmium, PAH-L, PAH-M, PAH-H, bensen, xylen, alifater >C12-C16, aromater >C8-C10	Barium, bly, PAH-L, PAH-M, PAH-H, bensen, alifater >C12-C16	Zink, PAH-H
Norr om verksamhetsområdet, inom park/industri	PAH-H	-	-
Verksamhetsområdet, inom industri	Arsenik, bly, kvicksilver, zink, cyanid total, cyanid lättillgänglig, PAH-L, PAH-M, PAH-H, bensen, toluen, etylbensen, xylen, alifater >C16-C35, aromater >C8-C10; >C10-C16; >C16-C35	Barium, cyanid total, cyanid lättillgänglig, PAH-L, PAH-M, PAH-H, bensen, toluen, xylen, aromater >C8-C10; >C10-C16; >C16-C35	PAH-L, PAH-M, PAH-H, aromater >C10-C16; >C16-C35
Bangården, inom industri	PAH-L, PAH-M, PAH-H, aromater >C10-C16; >C16-C35	PAH-M, PAH-H, aromater >C10-C16; >C16-C35	PAH-H

Cyanid (total och lättillgänglig) har påträffats över riktvärde för MKM. PAH samt alifater och aromater i ett brett spektrum av fraktioner har påträffats över både KM, MKM och FA inom flertalet delområden. Alifater varierar mellan lättflyktigare fraktioner (C5-C16; >C12-C16) till tyngre fraktioner (>C16-C35), detsamma gäller för aromater (C8-C10; >C10-C16; >C16-C35). Även BTEX, kresoler och fenoler har påträffats i jord över både KM och MKM.

Av de organiska föroreningar som undersökts har PAH-L, PAH-M, PAH-H och aromater (>C10-C16; >C16-C35) påträffats över gränsvärdet för FA.

Källområden med föroreningar på större djup än en meter under markytan bedöms främst förekomma inom delområde för gasklockor, sydvästra delen av verksamhetsområdet för gasverket, inom södra deponin, centrala deponin samt inom villaområdet. Inom vissa delar av villaområdet finns fyllnadsmassor ned till 4-5 meter under markytan (Tabell 11). Det är dock de översta två metrarna inom villaområdet som uppvisar högst föroreningshalter (Figur 22, Bilaga 2A). I södra deponin är det tvärtom, marken är främst påverkad från två meter under markytan och nedåt. Generellt i området påträffades endast låga halter av oxy-PAH.

Tabell 11. Bedömning för villaområdet. Djup för fyllnadsmassor och maxdjup för förorenade massor som överstiger riktvärde för KM. Om fyllnadsmassor påträffas djupare än den nivå där halter påvisats över riktvärde för KM, anges hela fyllnadsdjupet i punkten.

Indelning i djup (meter under markytan, m u my)	Punkt	Observerat djup för fyllnadsmassor (m u my)	Bedömt djup för förorenade massor med halter > KM. Om fyllnadsmassor (med okänd klassning) påträffas djupare än den nivå där KM påvisats för, anges hela fyllnadsdjupet i punkten (m u my)
0, <KM	24E01	2	0
	24E03	1,5	0
Ned till 0,2-0,7	24E02	1,7	0,2
	24E07	0,7	0,7
Ned till 1,5-2	24E14	2	1,5
	24E12	1,6	1,6
	24E15	2	1,6
	24E16	2	1,6
	24E11	2,5	2
Ned till 2,4-3	24E17	2,5	2,4
	24E10	2,5	2,5
	24E13	2,6	2,6
	18G26	2,8	2,8
	24E09	2,5 (ev. 3)	3
	24E04	3	3
	24E05	3	3
	24E06	3	3
18G27	3	3	
Från 2 m ned till 3,3-3,5 (0-2 m halter < KM)	24E19	3,3	3,3 (0-1 m ej påverkad över KM)
	24E18	3,5	3,5 (0-2 m ej påverkad över KM)
Ned till 3,6-5	23E25	3,6	3,6
	23E18	3 (ev. 3,8)	3,8
	24E08	3 (ev. 4)	4
	23E19	4	4
	23E20	4	4
	23E21	5	5



Figur 22. Källområde villaområdet. T.v.: 0-2 meters djup. T.h. 2-4 meters djup. Orange= >MKM-<FA. Rött= >FA

5.2.1.1 Laktester med avseende på PAH (POM)

Resultatet från POM-test redovisas i Tabell 12 tillsammans med totalhalter för PAH från samma provpunkter. Nederst i tabellen anges riskkvoten (TU) för den additiva effekten för respektive ingående PAH-ämne i gruppen PAH16. I punkten 23E04 är $TU_{SRC} > 1$, vilket indikerar att den biotillgängliga koncentrationen av PAH är så pass hög att det finns risk för allvarliga negativa effekter på markecosystemet och markens funktioner (Kleja & Enell, 2021).

Tabell 12. Sammanställning av analysresultat för POM (se mer i Bilaga 2G) jämfört med analysresultat för jord (totalhalt i jord för samma punkt och nivåer, Bilaga 2A). $C_{W, free}$ är den fritt lösta markvattenkoncentrationen ($\mu\text{g PAH/L}$ vatten). För $C_{W, free}$ redovisas endast summan av PAH som påvisats. Riskkvoten (TU) baserat på additiva effekter för enskilda PAH-ämnen anges baserat på MPC och SRC, vilka är holländska riktvärden som används vid ekologisk riskbedömning. MPC och SRC anger maximum permissible concentration och serious risk concentration. Om $TU > 1$ har rutan färglagts i lila under Riskkvoter, TU, additiv effekt av PAH.

MARKANVÄNDNING INOM RESPEKTIVE PUNKT				Park, södra deponin	Industri, verksamhetsomr.	Industri, bangård	Villaområdet		
Totalhalt i jord (mg/kg TS)	Generella riktvärden för mark			23E04	23E11	23E17	23E19		
				3-3,5 m	0-0,5 m	0,6-1 m	0,3-1 m	1,5-2 m	2-2,5 m
	KM	MKM	FA						
PAH-L	3	15	1000	8030	0,386	<0,150	0,11	<0,150	<0,150
PAH-M	3,5	20	1000	11 800	38,4	<0,250	2,25	1	0,442
PAH-H	1	10	50	4110	48,9	<0,225	3,02	1,24	0,87
TOC (% av TS)				14,4	-	-	-	-	-
Riktvärden – skydd av markmiljö, utifrån generella antaganden									
Totalhalt i jord (mg/kg TS)	E_{KM} skydd av 75% av arter	E_{MKM} skydd av 50% av arter							
PAH-L	3	15		8030	0,386	<0,150	0,11	<0,150	<0,150
PAH-M	10	40		11 800	38,4	<0,250	2,25	1	0,442
PAH-H	2,5	10		4110	48,9	<0,225	3,02	1,24	0,87
Porvatten, utlakning, $C_{W, free}$	Bedömningsgrund porvatten – ekologi (Verbruggen, 2012)			23E04	23E11	23E17	23E19		
	MPC _{eco} intervall		SRC _{eco} intervall	3-4	0-1	0,6-1	0-3		
PAH-L	1,7-5,4		104-324	131,71	0,02	0	0		
PAH-M	0,2-1,1		11-63	135,13	0,20	0,02	0,02		
PAH-H	0,035-0,074		2,1-4,4	1,77727	0,01368	0	0		
				23E04	23E11	23E17	23E19		
RISIKVOTER, TU, ADDITIV EFFEKT AV PAH:									
TU _{MPC} - skydd av 95% av arter	baserat på PAH16			314,77	0,88	0,05	0,07		
	baserat på PAH-L			41,80	0,01	0	0		
	baserat på PAH-M			245,59	0,65	0,05	0,07		
	baserat på PAH-H			27,38	0,22	0	0		
TU _{SRC} - skydd av 50% av arter	baserat på PAH16			5,30	0,01	0,00...	0,00...		
	baserat på PAH-L			0,69	0,00	0	0		
	baserat på PAH-M			4,14	0,01	0,00...	0,00...		
	baserat på PAH-H			0,46	0,00	0	0		

5.2.2 Ytligt grundvatten

I ytligt grundvatten (ca 2-5 m.u.my) inom delområde för södra deponin, gasklockor, verksamhetsområde och bangård överskrider SPI:s riktvärde för skydd av ytvatten med avseende på aromater >C10-C16; >C16-C35, PAH-L, PAH-M, PAH-H och BTEX (innefattar bland annat bensen) (Tabell 13). Inom delområde för södra deponin, gasklockor och verksamhetsområde överskrider SPI:s riktvärde för ångor i byggnader med avseende på bensen och PAH-M.

I villaområdet, södra deponin, gasklockorna, verksamhetsområdet och bangården är grundvattnet kraftigt påverkat (överskrider IV) med avseende på BTEX, cyanid och/eller PAH. Inom villaområdet, södra deponin, gasklockorna, verksamhetsområdet och bangården är grundvattnet även påverkat över den nivå som anses vara hållbar (TV) med avseende på tetrakloreten och lättillgänglig cyanid. Det är särskilt inom verksamhetsområdet som halterna i grundvattnet är höga (Figur 27).

Tabell 13. Sammanställning över vilka föroreningar som har påträffats över bedömningsgrunder för grundvatten enligt (SPI, 2010) (VROM, 2009). Sammanställningen baseras på samtliga tillgängliga resultat från både tidigare och föreliggande provtagningar. Rutorna har färgmarkerats utifrån föroreningsnivå. TV motsvarar en hållbar/normal nivå medan halter över IV innebär att en åtgärd bör övervägas eftersom grundvattnet inte anses vara lämpligt för människor och miljö.

Delområde	Överstiger SPI:s riktvärden för skydd av ytvatten och ångor i byggnader	Överstiger påverkan enligt holländska riktvärden för kraftig påverkan (IV) och ingen påverkan (TV)
Villaområdet Inom bostadsområde	-	IV: Bensen TV: Etylbensen, xylener, cyanid total, cyanid lättillgänglig, enskilda PAH-ämnen
Södra deponin Inom park	För ytvatten: aromater >C10-C16; >C16-C35, PAH-L, PAH-M, PAH-H Ångor i byggnader: bensen, PAH-M	IV: bensen, xylener, enskilda PAH-ämnen TV: toluen, etylbensen, tetrakloreten
Centrala deponin Inom park	-	-
Verksamhetskontor Inom park	-	TV: total cyanid, tetrakloreten
Gasklockorna Inom park	För ytvatten: aromater >C10-C16; bensen, PAH-L, PAH-M, PAH-H För ångor i byggnader: bensen, PAH-M	IV: bensen, etylbensen, xylener enskilda PAH-ämnen, TV: toluen, tetrakloreten
Norr om verksamhetsområde (norra området) Inom park/industri	-	TV: xylener, cyanid total, enskilda PAH-ämnen
Verksamhetsområde Inom industri	För ytvatten: aromater >C10-C16; >C16-C35, bensen, toluen, xylener, PAH-L, PAH-M, PAH-H För ångor i byggnader: bensen, PAH-M	IV: bensen, toluen, xylener, enskilda PAH-ämnen, cyanid total TV: etylbensen, cyanid lättillgänglig, tetrakloreten
Bangården Inom industri	För ytvatten: PAH-H	IV: enskilda PAH-ämnen TV: Total cyanid
Övriga punkter (utanför definierade delområden)	-	-

Även i delområdena verksamhetskontor och norr om verksamhetsområde överskrids en hållbar nivå (IV) med avseende på xylener, total cyanid, PAH och tetrakloreten. Halterna är dock generellt lägre än i övriga delområden. I de provpunkter som undersökts utanför definierade delområden överskrids inte bedömningsgrunderna och generellt kan inte förekomst av de föroreningar som härrör från gasverksområdet påvisas över laboratoriets rapporteringsgränser.

5.2.3 Djupt grundvatten

Möjlighet att utta grundvatten ur de två identifierade bergboreade reservbrunnarna inom fastigheten Eslöv 54:2 undersöktes. Då detta visade sig praktiskt svårt att genomföra installerades istället två foderrör ned till 8–10 meter under markytan nordväst om källområden i park- och industriområde (inom delområdena verksamhetskontor samt norr om verksamhetsområdet), för provtagning av djupare beläget grundvatten. I inga av dessa rör påträffades halter överskridande aktuella jämförelsevärden.

5.2.4 Porluft och inomhusluft

Inomhusluften i bostäder och industrilokaler har mätts kontinuerligt under cirka en månads tid med passiva provtagare. Inomhusluften har även mätts med pumpad provtagning. Porgasmätning har utförts med pumpad provtagning i mark i villatrådgårdar och industritomt.

I villaområdet påvisades toluen och naftalen i inomhusluft och porgas (Tabell 14). I porgas påvisades även aceton, 2-butanon, naftalen och xylener. Inga av parametrarna överskrider RfC⁵

⁵RfC: toxikologisk referenskoncentration för icke-genotoxiska ämnen, vid inandning.

eller RISKinh⁶. I industriområdet påvisades diklormetan och n-heptan i inomhusluft. I porgas påvisades n-hexan, 2-butanon och naftalen, men inte heller i detta fall överskrids RfC eller RISKinh.

Tabell 14. Sammanställning av analysresultat för inomhusluft och porgas (fullständiga resultat i Bilaga 1). I tabellen redovisas endast de parametrar (maximal halt för provtagningsmedium) som påvisats i någon punkt i antingen inomhusluft eller porgas.

Parameter (mg/m ³)	Arbetsmiljöverket (2018)		Naturvårdsverket (2009, rev. 2016)		INDUSTRIOMRÅDET		VILLAOMRÅDET	
	Nivågränsvärde (NGV)	Korttidsgränsvärde (KGV)	RfC*	RISKinh**	Maxhalt i Inomhusluft	Maxhalt i porgas	Maxhalt i Inomhusluft	Maxhalt i porgas
Diklormetan	120	250		0,05	0,01	<0,0011	<0,0042	<0,0083
Toluen	192	384	0,26		<0,0016	<0,00056	0,0022	0,00779
n-hexan	72	180		6***	<0,0261	0,0362	<0,0067	<0,0167
n-heptan	800	1200		6***	0,0035	<0,0011	<0,0023	<0,0083
Aceton	600	1200			<0,0072	0,0039	<0,0074	0,0147
2-Butanon (MEK)	150	900			<0,0065	0,0133	<0,0065	0,0415
Naftalen			0,003		e. a.	0,0021	0,000064	0,0006
Xylener (summa M/P/O)	221	442	0,1		<0,0035	<0,00056	<0,0035	0,0135

*RfC - Tokikologisk referenskoncentration för icke-genotoxiska ämnen, inandning

**RISKinh - Riskbaserad acceptabel koncentration i luft (genotoxiska carcinogena ämnen), inandning

***ej specifikt för heptan utan för alifatiska kolväten C5-C8

e.a., ej analyserat

5.2.5 Sediment och dagvatten i dagvattenbrunnar

Sediment uttogs för analys från två dagvattenbrunnar i korsningen Nils Johnsons väg/Gasverksgatan (22E01A, 22E01B) samt från en dagvattenbrunn från Bruksgatan (22E03), se Figur 23 för lokalisering.

I analyserat prov från 22E01B påträffades barium och kadmium överskridande KM. I analyserat prov från 22E03 påträffades PAH-H, alifater >C8-C10, >C10-C12 och >C12-C16 överskridande KM samt toluen och alifater >C16-C35 överskridande MKM.

Dagvatten ur fyra dagvattenbrunnar analyserades. Se Tabell 15 för sammanställning av analysresultat samt Figur 23 för lokalisering. I dagvatten från brunnarna i Bruksgatan påträffades alifater och PAH, oxy-PAH, triklormetan (kloroform) samt total cyanid. I dagvatten från de två brunnarna i Nils Johnsons väg/Gasverksgatan påträffades PAH och alifater.

Tabell 15. Analysresultat för uttagna dagvattenprover. TV motsvarar en hållbar/normal nivå medan halter över IV innebär att en åtgärd bör övervägas eftersom grundvattnet inte anses vara lämpligt för människor och miljö.

Provpunkt	Lokalisering	Påvisade ämnen	Överstiger SPI:s riktvärden för skydd av ytvatten och ångor i byggnader	Överstiger påverkan enligt holländska riktvärden för kraftig påverkan (IV*) och ingen påverkan (TV*)
22E01	Nils Johnsons väg/Gasverksgatan	Alifater >C16-C35, PAH-L	-	-
22E02	Bruksgatan	PAH-H, total cyanid	-	Total cyanid
22E03	Bruksgatan	Alifater >C10-C12, >C12-C16, >C16-C35, Toluen, PAH-M, PAH-H, oxy-PAH, triklormetan (kloroform), total cyanid	Alifater >C10-C12	-
22E04	Nils Johnsons väg/Östergatan	PAH-M, PAH-H	-	-

⁶RISKinh: acceptabel koncentration i luft (genotoxiska carcinogena ämnen), vid inandning.



Figur 23. Strömningsriktningar och utloppspunkter för dagvatten inom aktuellt undersökningsområde. Blå pilar indikerar strömningsriktningen för dagvattnet i ledningarna. I anslutning till pilen anges även recipienten för dagvattnet. Svartstreckade linjer anger fastighetsgränser. Provtagning av sediment och/eller dagvatten genomfördes ur dagvattenbrunnarna 22E01A, 22E01B, 22E02, 22E03 och 22E04. Från 22E05 och 22E06 kunde prov inte uttas.

5.2.6 Sediment och ytvatten i Långakärr

Sediment och ytvatten uttogs för analys från tre punkter i Långakärr, vilket är en mindre sjö i Abullahagen som mottar dagvattnet från bland annat brunnarna i Bruksgatan i anslutning till före detta gasverksområdet.

Det påvisades cyanid (totalhalt) i sedimentet i samtliga tre punkter, särskilt i de undre provtagna sedimentskiktet, 0,1–0,2 m u sedimentytan. Det påvisades även PAH i samtliga punkter. I de två punkterna med högst TOC längre ut i Långakärr påvisas PAH-H överskridande riktvärdet för KM. Utifrån effektbaserade gränsvärden (enligt HVMFS 2019:25 som tillämpas för ytvattenförekomster) kan en negativ effekt på sedimentlevande organismer inte uteslutas med anledning av PAH-M ämnet antracen. Om Långakärr hade varit en skyddad ytvattenförekomst hade en god kemisk status därmed ej uppnåtts.

I en av tre ytvattenpunkter påvisades PAH-M i ytvattnet. I den två punkterna närmast utsläppspunkten för dagvattnet påvisades cyanid (total). Inga bedömningsgrunder överskreds.

5.2.7 Geofysisk undersökning (markradar)

Geofysisk undersökning i form av markradar genomfördes 2021-12-17 av KO Mätteknik AB. Syftet med undersökningen var att om möjligt lokalisera en 108 m³ stor tjärbassäng som enligt EBH-stödet (ID-nummer F1285-0047) ska ha funnits inom området. Denna skulle kunna utgöra en viktig punktkälla för föroreningar om den fortfarande fanns kvar. Parken söktes därför igenom

med markradar i syfte att hitta underjordiska installationer. Ingen struktur som motsvarar beskrivningen i EBH stödet kunde lokaliseras. Dock bekräftades att gasklockornas struktur fortfarande finns kvar under mark. Det är dock osäkert om det rör sig om bottenplattor eller enbart ytterhöljen då stort borrhjul uppnått inom gasklockorna (>6 meter under markytan).

5.3 Osäkerheter vid bedömning av föroreningsituation

I detta avsnitt anges de osäkerheter gällande föroreningsituation som bedöms vara av störst betydelse:

- › Samtliga områden där föroreningar förekommer över riktvärde för KM har inte avgränsats, både inom definierade delområden och utanför. Detta gäller exempelvis punkten 21E29 (PAH och cyanid fri över riktvärde för KM) som ligger utanför delområdena. Detta visar på att fyllnadsmassorna inom och i anslutning till det före detta gasverket är relativt heterogena och att det inte kan uteslutas att det finns fler källområden eller enstaka punkter som är förorenade. Den replikatprovtagning som utfördes för jord visar även på relativt stora variationer i föroreningsnivå (avseende PAH) i samma punkt och nivå (Bilaga 1).
- › Skruvborring medför störda prover, särskilt vid större djup och/eller vid provtagning under grundvattenytan. Detta medför att det finns osäkerheter i avgränsning av föroreningen i djupled. I vissa punkter skickades inte ens prover från större djup in för analys utifrån att det var för osäkert vilken nivå som provmaterialet kom ifrån. Det finns en risk för falskt positiva resultat.
- › Det har inte gjorts några undersökningar av jord eller grundvatten under byggnad (se Figur 20) eftersom byggnaderna rymmer känslig tillverkningsindustri eller boende. Föroreningsituationen under byggnaderna är därmed okänd. Samtliga bostäder inom villaområdets källområde har källare.
- › Det finns vissa begränsningar i vilka områden som är åtkomliga eftersom säkerhetsavstånd vid borrning behövs tillämpas i där ledningar för el, fjärrvärme, optiska fibrer med mera förekommer inom området. Ingen undersökning av ledningsgravar eller spridningen via dessa har gjorts.
- › Vissa av parametrarna som påvisats har endast analyserats i enstaka prover, exempelvis fenol och kresoler. Det är troligt att denna ämnesgrupp även förekommer på fler platser än där analys har genomförts.
- › Det har inte gjorts en karaktärisering av massor i syfte att undersöka vilka mottagningskriterier för deponering som uppfylls.

6 PROBLEMBESKRIVNING OCH KONCEPTUELL MODELL

6.1 Föroreningar av potentiell betydelse

För att identifiera föroreningar av potentiell betydelse för riskbilden inom området har de föroreningar i jord, grundvatten och inomhusluft som överskrider aktuella bedömningsgrunder sammanställts i Tabell 16.

Tabell 16. Parametrar som i någon punkt överskrider aktuella bedömningsgrunder för jord, grundvatten och inomhusluft.

Bedömningsgrund		Förklaring och tillämpbarhet	Parametrar som överskrider aktuell bedömningsgrund i någon provpunkt
JORD	KM Riktvärde för känslig markanvändning	Används för bostadsområden och lekplatser med mera. Vuxna och barn antas vistas i området under en hel livstid. Markkvaliteten tillåter markfunktioner som är av betydelse vid KM, så som odling. Grundvatten och ytvatten i området skyddas (Naturvårdsverket, 2009, rev. 2024).	Metaller: Arsenik, barium, bly, kadmium, koppar, krom, kvicksilver, zink PAH-L, PAH-M, PAH-H Alifater >C5-C16; >C12-C16; >C16-C35; Aromater >C8-C10; >C10-C16; >C16-C35 Bensen, toluen, etylbensen, xylener Cyanid, total Cyanid, fri/lättillgänglig Summa fenol och kresol
	MKM Riktvärde för mindre känslig markanvändning	Används för kontor, industrier, vågar, med mera. Vuxna antas vistas i området endast under sin yrkesverksamma tid. Barn och äldre antas vistas i området tillfälligt. Markkvaliteten tillåter markfunktioner som är av betydelse vid MKM så som vegetation och djur kan tillfälligt vistas i området. Grundvatten 200 meter nedströms området samt ytvatten skyddas (Naturvårdsverket, 2009, rev. 2024).	Metaller: Arsenik, barium, bly, koppar, kvicksilver, zink PAH-L, PAH-M, PAH-H Alifater >C5-C16; >C12-C16; >C16-C35; Aromater >C8-C10; >C10-C16; >C16-C35 Bensen, toluen, xylener Cyanid, total Cyanid, fri/lättillgänglig Summa fenol och kresol
	FA – Farligt avfall	Gränsvärde för att massorna ska klassas som farligt avfall.	Metaller: zink PAH-L, PAH-M, PAH-H Aromater >C10-C16; >C16-C35

Bedömningsgrund		Förklaring och tillämpbarhet	Parametrar som överskrider aktuell bedömningsgrund i någon provpunkt
GRUNDVATTEN	TV Target value	Motsvarar en nivå som anses vara hållbar, ett normalvärde eller i vissa fall en detektionsgräns (VROM, 2009).	PAH Bensen, toluen, etylbensen, xylener Cyanid, total Cyanid, fri/lättillgänglig Tetrakloreten Fenol Kresoler
	IV Intervention value – kraftig påverkan	Motsvarar en nivå över vilken marken/ grundvattnet inte anses vara lämpligt för människor, växter eller djur, varvid en åtgärd bör övervägas (VROM, 2009).	PAH Bensen, toluen, etylbensen, xylener Cyanid, total Kresoler
	Tillståndsklass 5-mycket stark påverkan/ mycket hög halt	Tillståndsklassning och grad av påverkan. Relaterat till bakgrundshalt och till viss del/ i vissa fall även effekter på hälsa, miljö och tekniska installationer (SGU, 2013).	Nickel, bly
	Riktvärden för skydd av ånginträngning	Förslag till riktvärden framtagna för drivmedelsanläggningar, beroende på exponeringsvägar och skyddsobjekt (ångor i byggnader) (SPI, 2010).	Alifater >C10-C12 PAH-L, PAH-M Bensen, toluen, xylener
	Riktvärden för skydd av ytvatten	Förslag till riktvärden framtagna för drivmedelsanläggningar, beroende på exponeringsvägar och skyddsobjekt (ytvatten) (SPI, 2010).	Aromater >C10-C16; >C16-C35 PAH-L, PAH-M, PAH-H Bensen, toluen, xylener
	INOMHUSLUFT & PORGAS	RFC Toxikologisk referenskoncentration	För icke genotoxiska ämnen. Hälsoeffekter för ämnena med RFC bedöms uppkomma efter en viss dos, s.k. tröskeldos eller tolerabel dos. Utgår från tolerabla dagliga intaget vid oralt intag och för exponering genom inandning (Naturvårdsverket, 2016).
RISKinh Riskbaserad acceptabel koncentration i luft		För ämnen där en tröskeldos inte kan definieras. En acceptabel risknivå motsvarar den dos som maximalt riskerar ge upphov till ett extra cancerfall per 100 000 personer exponerade under en livstid. Risken för att drabbas av cancer antas vara proportionell mot dosen av föroreningen. För exponering genom inandning (Naturvårdsverket, 2016).	-

6.1.1 Definiering av källområden och dess karaktärer

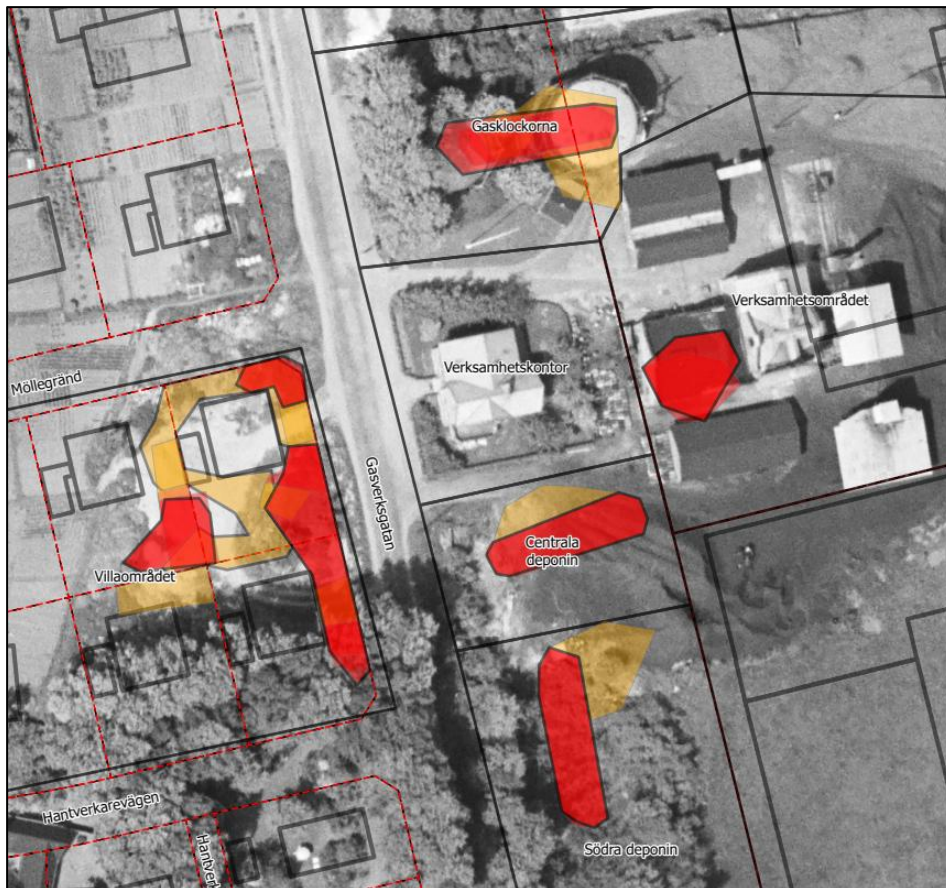
Inom några av delområdena har källområden identifierats. Dessa definieras, hädanefter i denna rapport, som geografiskt avgränsade områden där föroreningar har påträffats i mer än enbart ytligt

jord i halter överskridande generella riktvärdet för MKM (Figur 24). I flertalet provpunkter förekommer även halter överskridande gränsvärden för FA. I Figur 25 visas föroreningsituationen i djupled inom respektive delområdes källområde. Det finns utöver markeringar även ytligt belägna punkter utanför källområdena som är påverkade över MKM och FA, till exempel inom bangården.

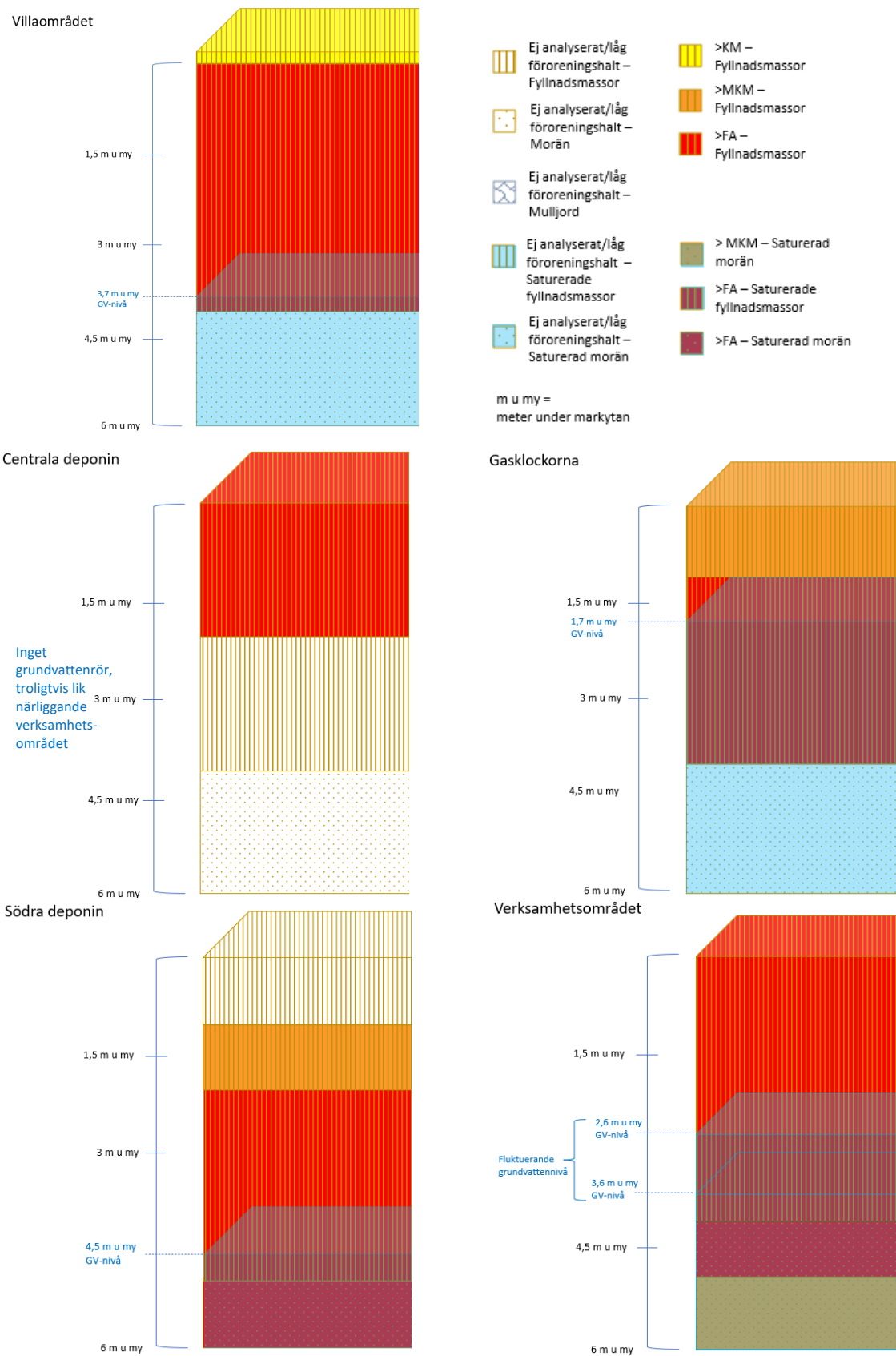
Beskrivande statistik över halter har tagits fram för jord inom definierade källområden (orange och röda områden i Figur 24) samt för jord inom respektive delområde som inte bedöms vara belägen inom källområde (utanför källområde). Detta redovisas i Bilaga 2.

Delområdenas karaktär varierar i djup, typer av avfall/massor, grundvattenmättnad, föroreningsituation och förekomst av fri fas (Figur 25, Figur 26):

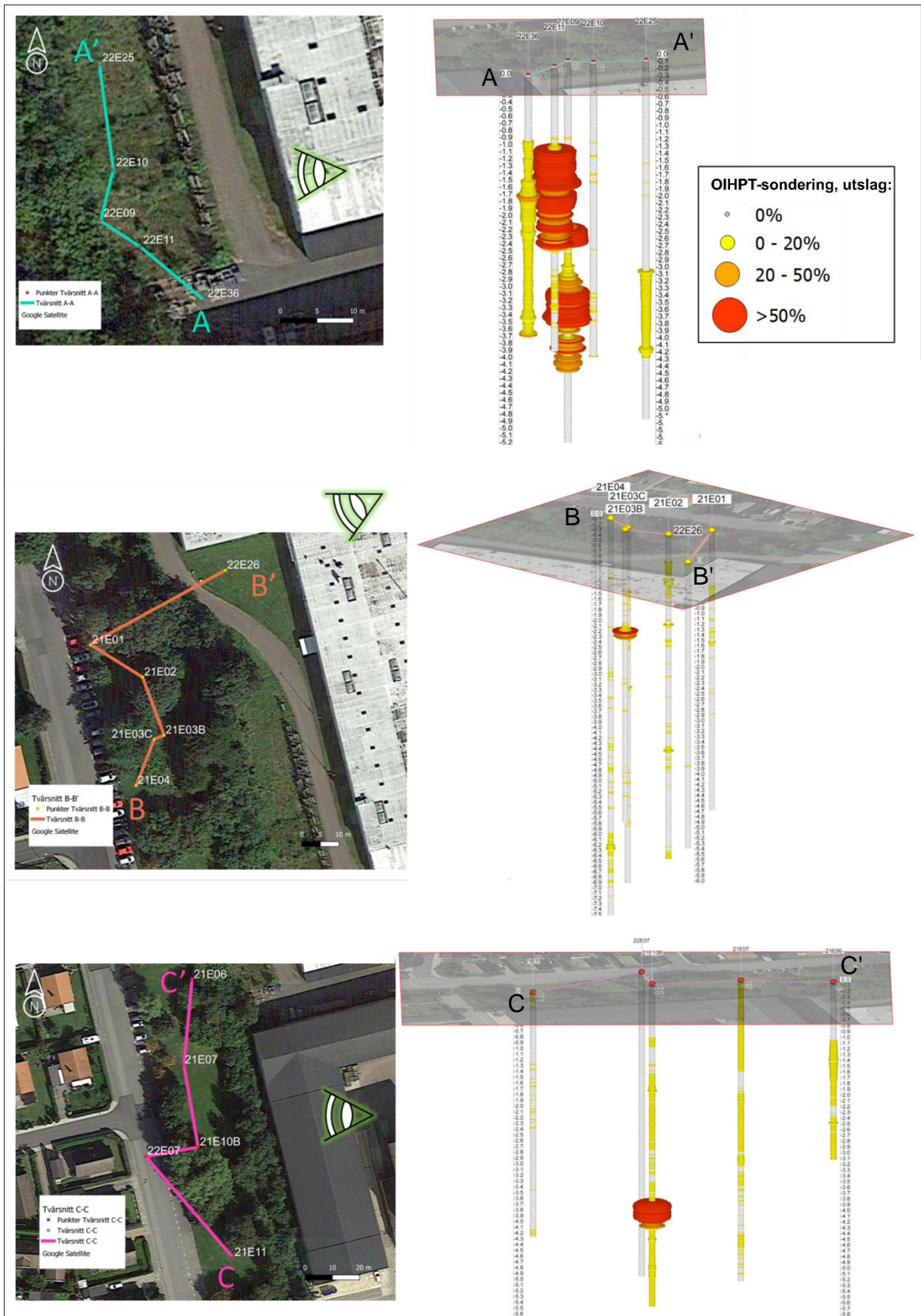
- I källområde för villaområdet förekommer föroreningar främst inom den omättade zonen. De påverkade massorna karaktäriseras av svart, porös jord med inslag av kol/koks/metall. De övre två metrarna innehar högst föroreningshalter, men förorening och fyllnadsmassor påträffas även på större djup. Halter över gränsvärde för FA har påträffats 0,2–3 m u my. Halter över riktvärde för MKM har påträffats 0,2–4 m u my.
- I källområde för södra deponin förekommer föroreningar både inom den omättade och mättade zonen. De påverkade massorna karaktäriseras av trögflytande stenkolstjära samt svart, porös jord som luktar starkt. Ingen struktur för eventuell tjärbassäng har identifierats under marken. Högst halter förekommer främst från två meter under markytan; halter över gränsvärde för FA har påträffats 2–5,3 m u my. Halter över riktvärde för MKM har påträffats 2–6 m u my.
- I källområde för centrala deponin förekommer föroreningar troligtvis främst inom den omättade zonen (inget grundvattenrör). De påverkade massorna karaktäriseras av till viss del av svart- och svagt blåfärgade massor. Halter över riktvärde för MKM inklusive gränsvärde för FA har påträffats 0,8–2 m u my.
- I källområde för gasklockorna förekommer föroreningar både inom den omättade och mättade zonen. Gasklockornas struktur finns kvar under marken. Halter över gränsvärde för FA har påträffats 2–3 m u my. Halter över riktvärde för MKM har påträffats 1–5,5 m u my.
- I källområde för verksamhetsområdet förekommer föroreningar både inom den omättade och mättade zonen. De påverkade massorna karaktäriseras av svart- och blåfärgade massor samt oljeskimmer. OIHPT-sonderingen visade särskilt höga utslag inom detta källområde (Figur 26). Halter över gränsvärde för FA har påträffats 0,2–4,5 m u my. Halter över riktvärde för MKM har påträffats 0–5,5 meter under markytan.



Figur 24. Identifierade källområden där halter överstiger riktvärde för MKM och gränsvärde för FA inom markerade områden med orange respektive rött samt vilka föroreningar där halten överstiger MKM (orange text) och FA (röd text). Övre karta: Bakgrundskarta historiskt flygfoto från 1958. Undre karta: Bakgrundskarta nutida flygfoto.



Figur 25. Föroreningssituation inom källområden, genomskärning i djupled. Områdena har markerats utefter föroreningsgrad, jordtyp samt huruvida massorna är saturerade (mättade, under grundvattenytan) eller inte.



Figur 26. Utslag i djupled vid OIHPT-sonderingen längs med tre olika transekter A (verksamhetsområdet), B (gasklockorna), C (centrala/södra deponin). Utslaget markerar förekomsten av NAPL så som PAH och oljekolväten. ”Lågt” avser ett utslag om 0–20%, ”Medel” 20–50% och ”Högt” 50–100 %.

6.1.2 Beskrivande statistik

Beskrivande statistik med avseende på PAH inom de olika källområdena redovisas i Tabell 17. I Bilaga 2A anges fler parametrar och statistik för jord utanför källområdena.

Tabell 17. Beskrivande statistik för PAH i jord (mg/kg TS) inom respektive källområde som identifierats. Se Bilaga 2 för statistik för fler parametrar och utanför källområden inom delområdena samt hur underlaget tagits fram.

Källområden inom industriområde					Verksamhetsområde inom källområde djup 0–5,5 m				Bangården, en punkt "outlier" djup 0,4–1 m	
Ämne	MRR	KM	MKM	FA	medel	max	75e perc	90e perc	max	
PAH-L	0,6	3	15	1000	1399	6600	2430	3276	12,90	
PAH-M	2	3,5	20	1000	1337	5430	1975	2504	365	
PAH-H	0,5	1	10	50	642	2170	940	1244	219	

Källområden inom parkområde					Centrala deponin inom källområde, djup 0,8–2 m		Gasklockor inom källområde djup 1–5,5 m		Södra deponin inom källområde, djup 2–6 meter			
Ämne	MRR	KM	MKM	FA	medel	max	medel	max	medel	max	75e perc	90e perc
PAH-L	0,6	3	15	1000	75	320	32	260	2492	11000	2848	8129
PAH-M	2	3,5	20	1000	699	2100	57	260	4452	16600	6918	12880
PAH-H	0,5	1	10	50	582	1700	25	78	1676	5910	3325	4099

Källområde inom villaområde					Villaområde inom källområde, djup 0,2-2 m				Villaområde inom källområde, djup 2-4 m			
Ämne	MRR	KM	MKM	FA	medel	max	75e perc	90e perc	medel	max	75e perc	90e perc
PAH-L	0,6	3	15	1000	8,6	243	0,7	1,4	2,0	14,5	1,6	6,5
PAH-M	2	3,5	20	1000	445	13100	26,9	100	52,5	322	36	179
PAH-H	0,5	1	10	50	248	6720	27,7	92,2	29,2	151	34,1	82,9

Se statistik för uppmätta föroreningshalter i grundvatten i Tabell 18. I stapeldiagrammen i Figur 27 visas medelhalter av aromater, PAH, toluen, bensen, cyanid total och cyanid lättillgänglig i grundvattnet inom respektive delområde. Det är inom verksamhetsområdet och södra deponin som de högsta halterna har påvisats.

Tabell 18. Statistik för föroreningshalter i grundvatten ($\mu\text{g/l}$) inom respektive delområde. Resultat från både förstudie (Golder, 2019) och föreliggande huvudstudie har använts för att ta fram medelhalter och maxhalter. Anges < har ämnet inte påvisats. Resultat jämförs med holländska riktvärden (VROM, target value, TV och intervention value, IV) samt SPI:s riktvärde för exponering via inandning av ångor.

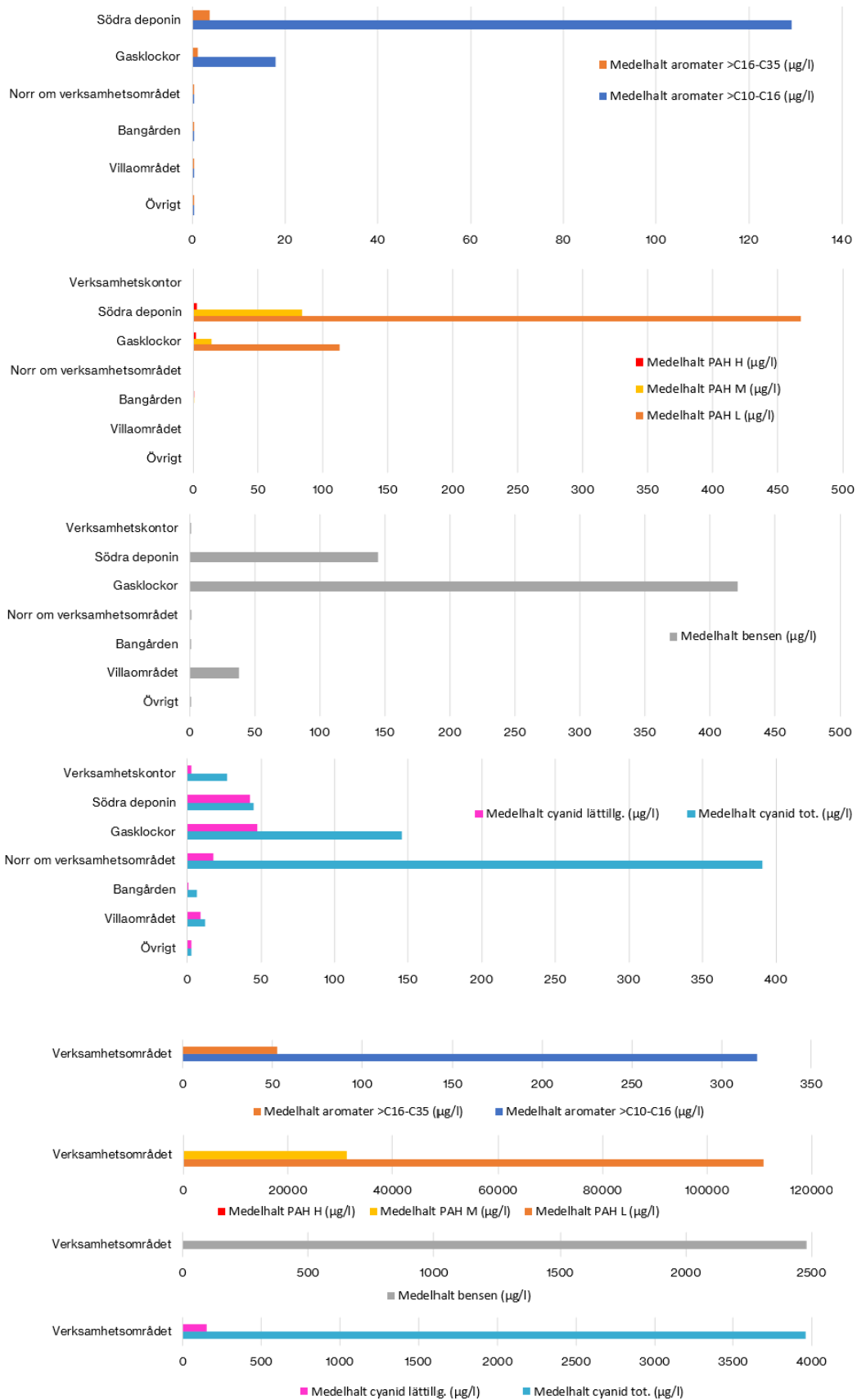
Parametrar	Riktvärden VROM		SPI, riktvärde inandning	Gasklockor		Södra deponin		Verksamhetskontor		Verksamhetsområdet	
	TV	IV		medel	max	medel	max	medel	max	medel	max
aromater >C10-C16	-	-	10 000	18	53	129	384	<	<	319	1400
aromater >C16-C35	-	-	25 000	1,2	2,5	3,8	6	<	<	53	188
PAH, summa L	-	-	2000	113	320	467	1400	<	<	110 800	1 200 000
PAH, summa M	-	-	10	14	42	84	240	<	<	31 300	341 000
PAH, summa H	-	-	300	2,0	5,8	2,8	4,3	<	<	41	200
bensen	0,2	30	50	421	896	144	433	<	<	2480	8460
toluen	7	1000	7000	6,8	17,5	93	280	<	<	758	1990
total cyanid	10	1500	-	145	300	45*	6*	27	52	3863	17 000
Lättillgänglig cyanid (fri)	5	1500	-	47,3*	7,8*	<	<	<	<	152	540

*medelvärde är beräknat utifrån samtliga resultat, där halva rapporteringsgränsen använts om förorening inte påvisats. I dessa fall har rapporteringsgränsen varit mycket högre än påvisad maxhalt. Detta medför att maxhalten är mindre än beräknad medelhalt.

Tabell 18 forts.

Parametrar	Riktvärden VROM		SPI, riktvärde inandning	Villaområdet	Bangården		Norr om verksamhetsområdet		Övrigt	
	TV	IV		max	medel	max	medel	max	medel	max
aromater >C10-C16	-	-	10 000	<	<	<	0,4	0,5	<	<
aromater >C16-C35	-	-	25 000	<	<	<	<	<	<	<
PAH, summa L	-	-	2000	<	0,07	0,16	0,26	0,75	<	<
PAH, summa M	-	-	10	0,09	0,71	2,7	0,19	0,54	<	<
PAH, summa H	-	-	300	0,07	0,73	2,8	<	<	<	<
bensen	0,2	30	50	37,9	<	0,1	0,96	2,7	<	<
toluen	7	1000	7000	1,4	<	<	0,8	2,2	<	<
total cyanid	10	1500	-	12	6,7	19	391	1160	2,9	5*
lättillgängliga cyanid (fri)	5	1500	-	9	<	<	17,9	50	<	<

*utgår av 21E29, detta är den enda punkten där cyanid påvisats inom delområde ”övrigt”.



Figur 27. Diagram som visar medelhalter av aromater, PAH, bensen och cyanid i grundvatten inom respektive delområde. Halter för verksamhetsområde visas under de övriga eftersom halterna är betydligt högre än för resterande delområden. Analysresultat för grundvatten är hämtade från tidigare (Golder, 2019) och föreliggande undersökning.

6.1.2.1 Uppskattning av mängd förorening i jord

Utifrån halter i jord har en grov uppskattning av föroreningsmängden i jord inom respektive delområdes källområde gjorts. Ett intervall anges som representativ halt vid uppskattningen av mängd. Det undre värdet i intervallet utgörs av medelhalten och det övre värdet i intervallet anger antingen 90:e percentilen eller maxhalten. Vilket statistiskt mått som använts som övre representativ halt inom respektive delområde beror på hur stort dataunderlaget har varit. I delområden där $n < 8$ används maxhalten, där $n > 8$ används 90:e percentilen, se Tabell 19.

Urval av prov för analys har gjorts med syfte att bekräfta och avgränsa förorening, exempelvis har prov med högst uppmätt VOC (PID-mätning) prioriterats för analys. Detta innebär att provtagningen varit riktad/bedömningsbaserad och inte slumpmässig. Medelhalten som beräknas för respektive ämne är därmed sannolikt högre än det sanna medelhalten. Medelhalten bedöms därför utgöra ett troligt med dåligt scenario. Den 90:e percentilen/maxhalten bedöms utgöra ett worst-case-scenario.

Inom delområdena centrala deponin och gasklockorna är utbredningen i plan, relativt övriga områden, dåligt avgränsad. Därför finns tillägget ”möjlig utbredning” för att täcka in ej provtagna områden som potentiellt skulle kunna höra ihop med dessa källområden.

Tabell 19. Uppskattad beskrivning av djup, area och volym förorenade massor inom källområden där halter överskrider riktvärdet för MKM. Det anges även vilket statistiskt mått (90:e percentilen eller maxhalten) som använts inom respektive delområde för att beräkna mängder av föroreningar.

Delområde	Bedömt djup (m u my)	Mäktighet (m)	Area (m ²)	Volym (m ³)	Representativ halt – övre del av intervall
Villaområdet 0,2-2 m	0,2-2 m	1,8	400	720	90:e percentil
Villaområdet 2-4 m	2-4 m	2	200	400	90:e percentil
Södra deponin	2-6 m	4	565	2260	90:e percentil
Centrala deponin	0,8-2 m	1,2	220	264	Maxhalt
Centrala deponin, möjlig utbredning			470	(564)	Maxhalt
Gasklockorna	1-5,5	4,5	270	1215	Maxhalt
Gasklockorna, möjlig utbredning			420	(1890)	Maxhalt
Verksamhetsområdet	0-5,5 m	5,5	130	715	90:e percentil

I Tabell 20 anges mängder föroreningar inom källområdena baserat på volym för respektive källområde utifrån vad som framgår av Tabell 19. Representativa halter i form av medelhalt, 90:e percentil och maxhalt anges i Bilaga 2 för respektive källområde.

Föroreningsmängden är mycket stor inom området. Totalt förekommer sammanlagt mellan 39–111 ton PAH, mellan 0,8–2,3 ton BTEX, mellan 1,5–5,7 ton bly, 0,4–10,5 ton cyanid och mellan 13,3–32 ton aromater inom samtliga källområden (Tabell 21).

Tabell 20. Uppskattad mängd föroreningar inom respektive källområde baserat på djup, area och volym förorenade massor inom källområden, utifrån medelhalt (övre del) eller 90:e percentil/maxhalt (nedre del). Beräknat med ett antagande att jordmassorna har torrdensiteten 1700 kg/m³. Samtliga metaller över riktvärde för MKM redovisas inte, endast bly. Mängd möjlig anges för vissa av källområdena för att inkludera osäkerheten kring utbredning.

MÄNGDER BASERAT PÅ MEDELHÅLT:								
Källområde	Verksamhets- område	Södra deponin	Villaområde		Centrala deponin		Gasklockor	
Ämne	Mängd (kg)	Mängd (kg)	Mängd 0,2-3 m (kg)	Mängd 2-4 m (kg)	Mängd (kg)	Mängd möjlig (kg)	Mängd (kg)	Mängd möjlig (kg)
Bly	18	144	390	357	28	60	547	852
Cyanid total	326	8	-	-	52	111	-	-
Cyanid fri	8	1	-	-	0,1	0,2	-	-
PAH-L	1700	9573	11	1,4	34	72	66	103
PAH-M	1625	17 100	545	36	314	671	118	184
PAH-H	781	6438	304	20	261	558	52	80
Bensen	7	125	0,1	-	0,3	0,6	1,4	2,1
Toluen	54	240	-	-	0,2	0,5	0,3	0,4
Etylbensen	3	10	-	-	0,02	0,04	3,4	5,3
Xylen	124	245	-	-	0,4	0,9	8,7	14
alifater >C12-C16	37	162	-	-	16	34	570	887
alifater >C16-C35	74	1070	190	19	27	58	12	19
aromater >C8-C10	64	287	2,6	10	48	103	12	19
aromater >C10-C16	1092	7290	122	19	30	64	-	-
aromater >C16-C35	470	3639	207	0,4	18	39	-	-
MÄNGDER BASERAT PÅ 90:E PERCENTILEN ELLER MAXHÅLT:								
Källområde	Verksamhets- område	Södra deponin	Villaområde		Centrala deponin		Gasklockor	
Ämne	Mängd (kg)	Mängd (kg)	Mängd 0,2-3 m (kg)	Mängd 2-4 m (kg)	Mängd (kg)	Mängd möjlig (kg)	Mängd (kg)	Mängd möjlig (kg)
Bly	40	242	910	699	42	89	2375	3695
Cyanid total	673	14	-	-	167	358	-	-
Cyanid fri	15	1,9	-	-	0,3	0,6	-	-
PAH-L	3982	31 230	1,7	4,4	144	307	537	835
PAH-M	3044	49 490	122	121	942	2013	537	835
PAH-H	1512	15 750	113	56	763	1630	161	251
Bensen	19	346	0,1	-	0,5	1,0	6,7	10
Toluen	116	685	-	-	0,4	0,8	0,9	1,4
Etylbensen	8	27	-	-	0,03	0,1	17	26
Xylen	275	675	-	-	0,7	1,5	43	67
alifater >C12-C16	64	390	-	-	27	58	2800	4300
alifater >C16-C35	128	3047	113	37	54	115	58	90
aromater >C8-C10	123	786	6,7	26	95	203	56	88
aromater >C10-C16	1981	19 190	39	46	59	126	-	-
aromater >C16-C35	763	8587	8,2	0,5	36	77	-	-

Tabell 21. Uppskattad mängd föroreningar som totalt finns inom områdets källområden, baserat på medelhalt eller 90e percentil/maxhalt. Summerade föroreningsmängder angivna i Tabell 20. Minimum (min) mängd massor utgår från nuvarande definierade källområden och inte möjlig vidare utbredning. Maximum (max) mängd massor utgår från definierade källområden vid möjlig utbredning samt utifrån det högsta talet i det fall som intervall anges i tabellen.

Ämne	TOTAL MÄNGD (kg) baserat på medelhalt		TOTAL MÄNGD (kg) baserat på 90:e percentil eller maxhalt	
	Min - mängd (kg) Definierade källområden	Max - mängd (kg) Definierat källområde plus möjlig utbredning	Min - mängd (kg) Definierade källområden	Max - mängd (kg) Definierat källområde plus möjlig utbredning
Bly	1485	1821	4308	5675
Cyanid total	386	445	854	1045
Cyanid fri	9	9	17	18
PAH-L	11390	11460	35900	36360
PAH-M	19740	20160	54260	55630
PAH-H	7855	8181	18360	19310
Bensen	133	134	372	376
Toluen	295	295	802	803
Etylbensen	16	18	52	61
Xylen	379	384	994	1019
alifater >C12-C16	785	1119	3281	4812
alifater >C16-C35	1392	1429	3437	3530
aromater >C8-C10	424	485	1093	1233
aromater >C10-C16	8553	8587	21320	21380
aromater >C16-C35	4335	4356	9395	9436

6.2 Egenskaper, spridningsätt och farlighet för påträffade föroreningar

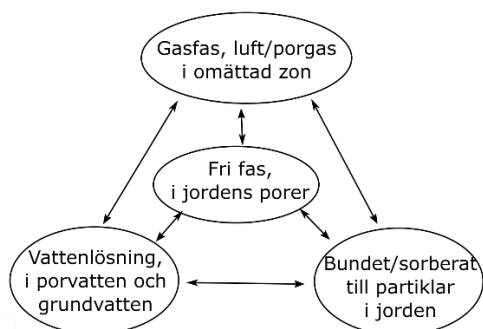
I Tabell 22 anges kemiska och fysikaliska egenskaper för de föroreningar som påträffats i högst koncentrationer. Nonaqueous phase liquids (NAPLs) är vätskor som är svårslösliga i vatten. De delas in i light nonaqueous phase liquids (LNAPLs), som har en densitet lägre än vattens och dense nonaqueous phase liquids (DNAPLs), som har en högre densitet än vatten.

Markföroreningarna som påvisats kan indelas i följande grupper:

- Metaller: främst bly.
- Oorganiska ämnen/salter – cyanid.
- LNAPL: alifater och aromater med lättare densitet (< 1 relativt vatten). Aromater inkluderar BTEX.
 - Ansamlas vid grundvattenytan och följer normalt grundvattnets strömningsriktning.
- DNAPL: stenkoltjära, PAH samt alifater och aromater med tyngre densitet (>1 relativt vatten).
 - Sjunker generellt vertikalt nedåt tills det når tätare geologiska skikt. Transporten sker längs med gynnsamma spridningsvägar så som sprickor, porer och genomsläppliga jordlager.

Påträffade föroreningar förekommer i fri fas (egen fas av ämnet), löst fas (löst i vatten), gasfas (som gas i inomhusluft eller porluft) eller i bunden form (sorberat i jorden) (Figur 28). Det är främst BTEX och cyanid (total och fri) som har en tendens till utlakning till vatten och därmed högre spridningsförutsättningar (K_{ow} , K_{oc} eller $K_d < 1000$).

BTEX och aromater (C8-C10) tenderar att delvis förekomma i gasfas (utifrån Henrys konstant) och innehåller därmed egenskaper som gör att de kan exponera människor via inandning av ånga.



Figur 28 (till vänster). Fasfördelning. VOC kan förekomma som gasfas och fri fas (vätskefas) i jordlagrens porer, löst i por-/grundvatten och det binder även in till organiskt material (sorberat till jorden).

Hur stor andel av ämnet som är i respektive fas kan utläsas utifrån jämviktskonstanterna i Tabell 22 nedan, men fördelningen påverkas även av faktorer så som temperatur och tryck.

Tabell 22. Kemiska och fysikaliska egenskaper. (Naturvårdsverket, 2009, rev. 2024) Åtgärdsportalen (SGF, 2023).

Ämne och förkortning	Densitet (g/mol) Vatten: 1	K_{oc}	K_{ow}	H (atm·m ³ /mol)
		Ämnen med högre densitet än vatten (>1) bedöms sjunka under grundvattenytan, ämnen med lägre densitet än vatten (<1) lägger sig vid grundvattenytan	Fördelningsfaktor mellan oktanol och vatten (K_{ow}) och mellan organiskt kol och vatten (K_{oc}) anger jämvikten mellan fast fas/organiskt material och vattenfas. För oorganiska ämnen anges fördelningen mellan vatten och organiskt kol (K_d). Ett lägre värde innebär att ämnet är mer lösligt i vatten och har en lägre inbindning till organiskt material.	
Bly	-	K_d : 1800		
PAH-L	>1	1800	4 300	0,0099
PAH-M		29 000	49 000	0,0028
PAH-H		500 000	710 000	0,000088
Alifater >C12-C16	Stor grupp, variation Ju längre/större kedjor, desto tyngre är generell ämnet	1600 000	35 000 000	0,016
Alifater >C16-C35		160 000 000	15 000 000 000	0,01
Aromater C8-C10 (innefattar bland annat: etylbensen och xylener; C8)		1800	6 500	0,43
Aromater C10-C16		5500	30 000	0,027
Aromater C16-C35		17 000	75 000	0,01
Bensen	0,88	74	135	0,16
Toluen	0,87	123	537	0,19
Etylbensen	0,87	339	1 413	0,27
Xylener	0,86–0,88	263	1 445	0,17
Cyanid total	Varierar beroende på form	K_d : 100		Varierar beroende på form
Cyanid fri	<1	K_d : 1		0,005

I Tabell 23 görs en beräkning av jämviktsfördelningskoefficienten mellan jord och vatten (K_{oc}) för 23E04 eftersom TOC-analys och POM-lakttest utförts för denna punkt. Relativt de generella antagandena, är K_{oc} 235, 23 respektive 32 gånger mindre för PAH-L, PAH-M och PAH-H. Detta indikerar att utlakningen av totalhalten av PAH är betydligt mindre än vad som antas i den generella riktvärdesmodellen. Att utlakningen av PAH är mindre än de generella antagandena är vanligt för åldrade PAH-förorenade områden (Kleja & Enell, 2021).

Tabell 23. Beräkning av platsspecifik K_{oc} för den punkt 23E04 där POM-test utförts och TOC (f_{oc}) analyserats. Se ytterligare resultat från POM-testet i Tabell 12.

PAH-grupper	Totalhalt i jord ($\mu\text{g PAH/kg TS}$)	Porvatten, utlakning $C_{w, free}$ ($\mu\text{g PAH/L}$ vatten)	K_{oc} , beräknat utifrån ekvation nedan	Generella antaganden för K_{oc} och f_{oc} i riktvärdesmodell (Naturvårdsverket, 2009, rev. 2024)	Antal gånger mindre beräknat K_{oc} än generella antagandena
	23E04 3-3,5 m	23E04 3-4			
PAH-L	8 030 000	131,71	423 384	1800	235
PAH-M	11 800 000	135,13	606 403	29 000	21
PAH-H	4 110 000	1,77727	16 059 310	500 000	32
TOC (% av TS)	14,4 % av TS ($f_{oc} = 0,144$)			2 % av TS ($f_{oc} = 0,02$)	
$C_{w, free} = \frac{C_s}{K_d} = \frac{C_s}{f_{oc} \cdot K_{oc}} ; K_d = \frac{C_s}{C_{w, free}} ; K_{oc} = \frac{K_d}{f_{oc}} \quad (\text{Kleja \& Enell, 2021})$ <p> K_{oc} fördelningskoefficienten mellan jordens innehåll av organiskt kol och vatten $C_{w, free}$ är den fritt lösta markvattenkoncentrationen av föreningen ($\mu\text{g PAH/L}$ vatten) C_s är koncentrationen i jorden ($\mu\text{g PAH/kg TS}$) K_d är jämviktsfördelningskoefficienten för PAH-ämnet mellan jord och vatten f_{oc} är fraktionen organiskt kol i jorden (kg organiskt kol per kg jord) </p>					

Flertalet av de ämnen som påträffats innehar en hög till mycket hög farlighet (Tabell 24). Bland annat bly och PAH förekommer i stora mängder inom området. Inom området förekommer dessutom föroreningarna med mycket hög farlighet i mycket stor mängd utifrån Naturvårdsverkets MIFO-bedömningsmodell (Tabell 25). Även de föroreningarna med hög farlighet förekommer i mycket stora mängder.

Bly kan vid hög exponering leda till fördröjd utveckling och nedsatt intellektuell kapacitet samt beteendestörningar. Flertalet PAH-ämnen är kända carcinogener och orsakar DNA-skador. Även bensen är cancerframkallande och även små mängder kan vid upprepad eller långvarig exponering leda till kroniska skador. (Naturvårdsverket, 2008).

Tabell 24. Bedömning av föroreningarnas farlighet enligt Naturvårdsverkets (1999) indelning. Föroreningar som har påträffats över generella riktvärdena för MKM (>MKM - <FA) har orangemarkerats; över gränsvärdet för FA (>FA) har rödmarkerats. I den sista raden anges principer för indelningen i farlighet.

	Måttlig farlighet	Hög farlighet	Mycket hög farlighet
Parametrar som påträffats över riktvärdet för MKM och FA	Alifater >C12-C16 Alifater >C16-C35 Barium Zink	Aromater >C8-C10 Aromater >C10-C16 Aromater >C16-C35 Fenol och kresoler Toluen Etylbensen Xylen Summa fenol och kresol Koppar	Bly Arsenik Kvicksilver Cyanid total Cyanid fri PAH-L PAH-M PAH-H Bensen
Egenskaper för indelning i farlighet	Hälsoskadlig Irriterande Miljöfarlig	Giftig Frätande Miljöfarlig	Mycket giftig Ämnen som ej får hanteras yrkesmässigt eller vars användning ska avvecklas

Tabell 25. Principer för indelning av mängd föroreningar och volym förorenade massor i jord enligt Naturvårdsverkets Rapport 4918. Totala summamängden inom hela undersökningsområdet utifrån total mängd (max) i Tabell 20.

Principer för indelning enligt Naturvårdsverket 4918:					Bedömning
	Liten	Måttlig	Stor	Mycket stor	
Mängd förorening med mycket hög farlighet	-	-	Några kg	Tiotal kg	Mycket stor mängd förorening med mycket hög farlighet
				Bly (några ton) Cyanid (hundratals kg-ton) Cyanid fri (tiotal) PAH-L (tiotal ton) PAH-M (tiotal ton) PAH-M (tiotal ton) Bensen (hundratals kg)	
Mängd förorening med hög farlighet	-	Några kg	Tiotal kg	Hundratals kg	Stor till mycket stor mängd förorening med hög farlighet
			Etylbensen (tiotal kg)	Toluen (hundratals kg) Xylen (något ton) aromater >C8-C10 (något ton) aromater >C10-C16 (tiotal ton) aromater >C16-C35 (tiotal ton)	
Mängd förorening med måttlig farlighet	Några kg	Tiotal kg	Hundratals kg	Ton	Mycket stor mängd förorening med måttlig farlighet
				alifater >C12-C16 (några ton) alifater >C16-C35 (några ton)	
Volym förorenade massor (m³)	<1000	1000–10 000	10 000–100 000	>100 000	Måttlig mängd förorenade massor (>MKM)
		5574–6549 m ³ (>MKM)	>10 000 m ³ (>KM)		

6.2.1 Ursprung av påträffade föroreningar

Det är sannolikt att påträffade föroreningar i jord och grundvatten härrör från det före detta gasverket. Till viss del skulle föroreningar i fyllnadsmassor, exempelvis i trädgårdar, även kunna härröra från andra verksamheter som historiskt har bedrivits i Eslöv. Till viss del är troligtvis även PAH i ytlig jord även ett resultat av diffus deposition från olika historiska och nutida källor så som trafik. Det bedöms dock som sannolikt att föroreningarna i källområdena främst härrör från gasverket, detta då de innehåller föroreningar som är vanligt förekommande i samband med äldre gasverksverksamheter, så som PAH, aromater, BTEX och cyanid.

Provtagningen i dagvattenbrunnar har styrts av tillgången på dagvatten och sediment från lämpligt placerade brunnar. Resultatet från de analyser som kunde genomföras visar främst på sannolik spridning från gasverksområdet i brunnarna lokaliserade i Bruksgatan. I övriga brunnar påvisade förekomst av alifater och PAH, detta är dock vanligt förekommande föroreningar i städer och kan tex härröra från trafik. I brunnarna i Bruksgatan har högre halter av alifater påträffats såväl som cyanid och nedbrytningsprodukter av PAH (oxy-PAH). Speciellt cyanid härrör sannolikt från gasverksverksamheten och spridning från området till dagvattennätet i Bruksgatan bedöms därför ske. Ingen spridning i övriga riktningar har konstaterats men då dataunderlaget är litet så kan det inte heller uteslutas. Dagvattnet i Bruksgatan har sitt utlopp i Långakärr i Abullahagen där PAH och cyanid påträffats i ytvatten och sediment. Det kan inte uteslutas att förekomsten av PAH och cyanid även härrör från andra källor än gasverket. Detta då upptagsområdet för dagvattnet som leds till Långakärr är relativt stort och bland annat omfattar industriområdet norr om Abullahagen.

Det är troligt att förekomsten av naftalen och toluen i inomhusluft härrör från gasverksverksamheten, då dessa även har påträffats i grundvattnet inom källområdena. Förekomsten av toluen i jord och grundvatten generellt är dock låg inom villaområdet (<KM respektive <TV). Förekomsten av toluen i inomhusluft kan även härröra från produkter som använts inomhus, exempelvis färger och lim⁷. Förekomsten av naftalen i inomhusluft kan även härröra från cigarettrök och bilavgaser. Både toluen och naftalen är tillåtet i produkter som är tillgängliga för allmänheten.

6.3 Konceptuell modell

Riskbedömningen utgår från olika scenarier eftersom markanvändningen skiljer sig åt inom undersökningsområdet. Se Tabell 26 för en översikt över vilka föroreningskällor, spridningsvägar och exponeringsvägar samt skyddsobjekt som bedöms aktuella utifrån om marken är inom bostadsområde, parkområde eller industriområde.

6.3.1 Föroreningskällor och spridningsvägar

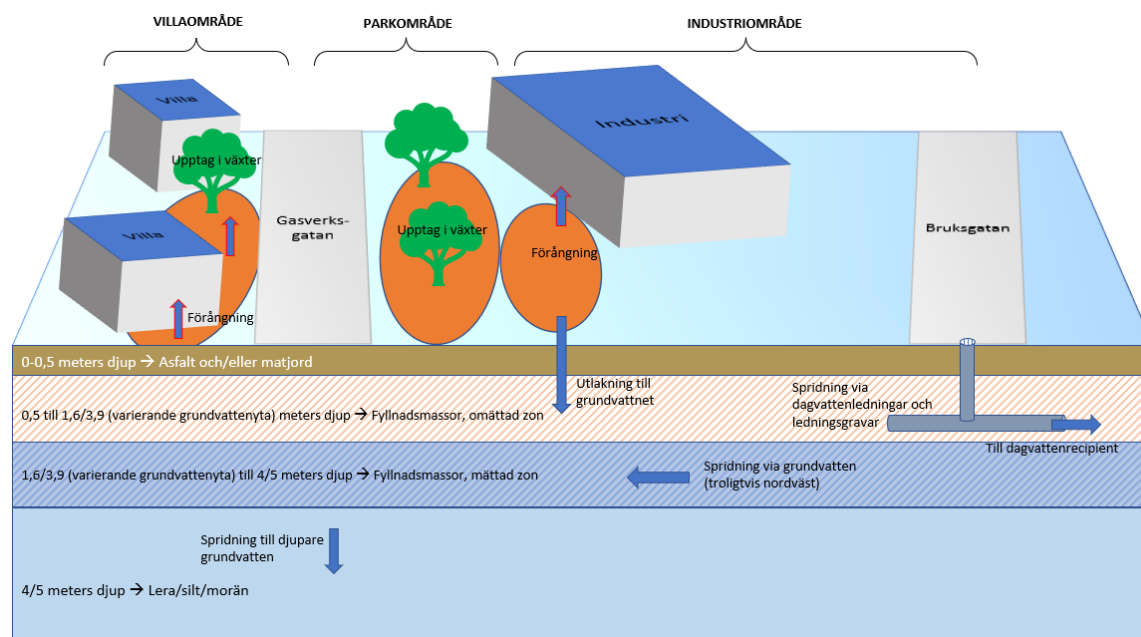
Inom flertalet delområdena har källområden identifierats (Figur 24). Dessa är geografiskt avgränsade områden där framför allt PAH och aromater har påträffats i jord halter överskridande riktvärden för MKM och gränsvärden för FA. I flertalet av källområdena förekommer föroreningar även under grundvattenytan i den mättade zonen (Figur 25).

Föroreningar har påträffats i jord (inklusive fri fas), grundvatten, porgas i jord, inomhusluft, dagvatten samt i dagvattensediment. Föroreningar förekommer både som fri fas, bundet till partiklar och löst i vatten och bedöms kunna spridas både via vatten, upptag i växter, damning och förångning enligt Figur 29.

⁷Eftersom både toluen och xylener ingår i färger, lacker, lim och behandlade textilier förekommer dessa ämnen i inomhusluft. Medelnivån av toluen var 13 µg/m³ (0,013 mg/m³) i inomhusluften bland allmänbefolkningen i Göteborg år 2000. (Naturvårdsverket, 2008). Uppmätt maxhalt i inomhusluft i villaområdet i aktuell undersökning var 0,0022 mg/m³, se Tabell 14.

Tabell 26. Kvalitativ bedömning av vilka föreningskällor, frigörelsemekanismer, spridningsvägar, möjliga exponeringsvägar och skyddsobjekt som är aktuella, mindre aktuella respektive ej aktuella att beakta i riskbedömningen. Bedömningen avser bostadsområde. Utifrån Naturvårdsverkets Rapport 5976 (2009, rev. 2024).

	Föreningskällor	Frigörelse-/spridningsmekanismer	Exponeringsvägar (för människor)	Skyddsobjekt: människor	Skyddsobjekt: Miljö och naturresurser
BOSTADSOMRÅDE	Ytlig markförorening Djupt liggande markförorening Markförorening under grundvattenyta Förorening i porgas Förorening löst i grundvatten Förorening i fri fas	Utlakning till grundvatten Spridning via grundvatten Spridning via dagvattenledningar och ledningsgravar Spridning till ytvatten via ledningsgravar Förångning Upptag i växter Vinderosion	Hudkontakt med jord Intag av jord Inandning av ånga Inandning av damm Intag av frukt, bär, rot- och grönsaker	<ul style="list-style-type: none"> Heltidsboende barn och vuxna Tillfälligt verksamma på området – utförare av ex. markarbeten 	<ul style="list-style-type: none"> Markekosystem och ekosystem ovan jord Grundvatten som naturresurs Ekosystem kopplade till ytvatten
PARKOMRÅDE	Ytlig markförorening Djupt liggande markförorening Markförorening under grundvattenyta Förorening i porgas Förorening löst i grundvatten Förorening i fri fas	Utlakning till grundvatten Spridning via grundvatten Spridning via dagvattenledningar och ledningsgravar Spridning till ytvatten via ledningsgravar Förångning Upptag i växter Vinderosion Frifassspridning	Hudkontakt med jord Intag av jord Inandning av ånga Inandning av damm Intag av frukt, bär, rot- och grönsaker	<p>Människor:</p> <ul style="list-style-type: none"> Närboende och besökande vuxna och barn Tillfälligt verksamma på området – utförare av ex. markarbeten 	
INDUSTRIOMRÅDE	Ytlig markförorening Djupt liggande markförorening Markförorening under grundvattenyta Förorening i porgas Förorening löst i grundvatten Förorening i fri fas	Utlakning till grundvatten Spridning via grundvatten Spridning via dagvattenledningar och ledningsgravar Spridning till ytvatten via ledningsgravar Förångning Upptag i växter Vinderosion Frifassspridning	Hudkontakt med jord Intag av jord Inandning av ånga Inandning av damm	<p>Människor:</p> <ul style="list-style-type: none"> Regelbundet verksamma – vuxna. Tillfälligt besökande barn Tillfälligt verksamma på området – utförare av ex. markarbeten 	



Figur 29. Konceptuell modell som visar de viktigaste potentiella spridningsvägarna och ungefärliga nivåer för fyllnadsmassor, grundvatten och naturliga jordlager. Blå pilar visar den spridning som kan ske genom förorening i vattenlösning, blåroda pilar visar den spridning som kan ske via förorening i gasfas. Skissen är ej skalenlig och visar inte samtliga källområden.

Bedömning av spridningsförutsättningar baseras på indelning i Tabell 27. Strömningshastigheten i de naturliga jordarterna inom området (siltig och lerig morän) varierar troligtvis mellan 0,0001–1 m/år. Strömningshastigheten i dagvattenledningar och ledningsgravar är sannolikt betydligt högre. Inga kända dagvattenledningar korsar direkt identifierade källområden, även om källområdet för Gasklockorna ligger relativt nära (ca tio meter). Dagvattenledningar är ofta otäta och transport av föroreningar in i dem kan ske med via grundvattnet. I dagvattenledningar belägna i Bruksgatan har ämnen som bedöms härröra från gasverksområdet påträffats. Den dagvattenledningen har utlopp i Långakärr. Dricksvattenledningar återfinns också i Gasverksgatan samt Möllegränd. En ledning går också från Gasverksgatan genom parken mot Sekurits anläggning. Djup, ålder och material för dessa är inte känt. Dricksvattenledningar brukar vara förlagda till 2-3 meters djup under markyta. Genom källområdena gasklockorna, centrala deponin samt södra deponin löper också en 11 kV matarkabel. Högspanningsledningar upp till 22 kV är generellt förlagda på ca 0,5 meters djup. Höga föroreningshalter har påträffats på detta djup vid gasklockorna och centrala deponin och kan potentiellt ha spridit sig via ledningsgraven. Provtagning i nära anslutning till matarkabeln har inte genomförts, pga. de svårigheter detta är förknippat med.

Tabell 27. Principer för indelning av spridningsförutsättningar enligt Naturvårdsverkets (1999) rapport 4918.

Media	Små	Måttliga	Stor	Mycket stora
I mark och grundvatten	Ingen spridning	<0,1 m/år	0,1-10 m per år	>10 m/år
Från mark och grundvatten till ytvatten	>1000 år	1000-100 år	100-10 år	<10 år
I ytvatten	Ingen spridning – så stor utsträckning att halterna inte innebär en risk	<0,1 km/år	0,1-10 km/år	>10 km per år

6.3.2 Skyddsobjekt och exponeringsvägar

I detta avsnitt beskrivs de skyddsobjekt som identifierats vara aktuella och hur respektive skyddsobjekt potentiellt kan exponeras för påträffad förorening.

6.3.2.1 Människor

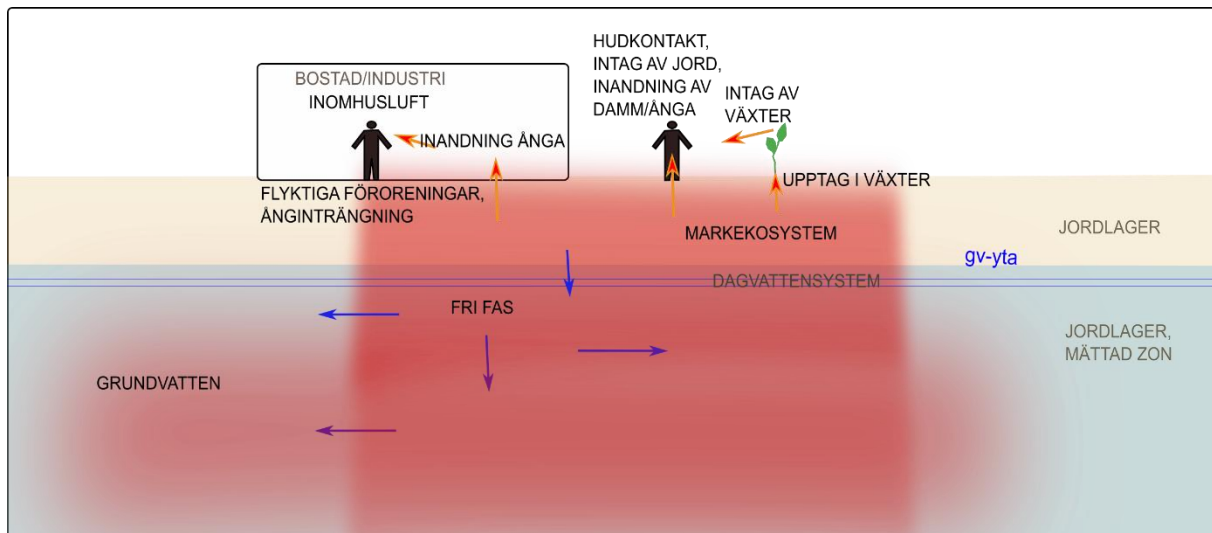
Primärt bedöms människor som regelbundet är verksamma i lokalerna i området, boende, förbipasserande samt de som utför markarbeten inom området utgöra skyddsobjekt.

Via yttlig jord kan människor exponeras via hudkontakt, intag av jord och växter samt inandning av damm. Markarbeten kan även medföra att människor exponeras för kraftigt förorenade massor från djupare nivåer under markytan. Källområdena inom verksamhetsområde och södra deponin innehåller särskilt höga halter. Det kan till exempel handla om akuta eller planerade reparationer av ledningar eller byggnation av lokaler med källare. Det förekommer bland annat markbundna ledningar i anslutning till källområden. I detta fall sker exponeringen främst via hudkontakt och inandning av ångor och damm som uppkommer vid grävning samt ansamlas i schakt.

Förorening kan tränga in i byggnader och därmed via inomhusluften exponera människor via inandning av ångor. Det sker troligtvis ett utbyte av flyktiga föroreningar mellan mättad och omättad zon (Figur 30). Vissa av de aktuella föroreningarna så som PAH-L, BTEX och lättare alifatiska och aromatiska kolväten är flyktiga och transporten av dessa ämnen i markens porgas bedöms ske relativt obehindrad eftersom den omättade marken utgörs av relativt genomsläppliga fyllnadsmassor.

Källområdet inom verksamhetsområdet är beläget i anslutning till nuvarande industribyggnad. Villaområdet återfinns också i nära anslutning och skulle kunna därmed kunna påverkas genom gastransport eller/och transport via grundvattnet samt efterföljande gastransport. Dock har marken under byggnaden inte kunnat undersökas med anledning av dålig tillgänglighet samt industriproduktionens känslighet.

Då grundvatten i området inte utgör en dricksvattenförekomst så beaktas inte exponering via dricksvatten, se vidare resonemang i avsnitt 6.3.2.3. Flera vattenledningar löper dock genom området, se 6.3.1.



Figur 30. Modell som visar exponeringsvägar från källområden (röd skuggning) till skyddsobjekt (människor). Blå pilar visar den förorenings-spridning som kan ske i vattenlösning, röda pilar visar den exponering som kan ske via förorening i gasfas: inandning av ånga; eller jord: hudkontakt, intag av jord, inandning av damm. Skissen är ej skalenlig.

6.3.2.2 Ekosystem

Markekosystem beaktas som aktuellt skyddsobjekt, särskilt inom de områden där markanvändningen kräver att marken har en tillräckligt god funktion. Detta bedöms främst vara parkområdet och villaområdet, där kraven på markens funktioner är som störst.

Grundvattnet nedströms bedöms vara skyddat i egenskap av naturresurs (se nästa avsnitt), det finns inga uppgifter om grundvattenberoende ekosystem i närheten (exempelvis våtmarker).

Det finns inget ytvatten i närheten som nås via grundvattenströmning. Däremot indikerar uppmätta halter i dagvattenbrunnarna en spridning till Långakärr som är recipienten för delar av dagvattnet från området. Långakärr har ett skyddsvärde eftersom det är beläget i ett naturreservat och Natura 2000-område. Skydd av ytvatten beaktas därmed.

6.3.2.3 Grundvattnet i jordlager och berggrund

I detta avsnitt diskuteras dels grundvattnet i den övre, undersökta jordakvifären (0–10 meter under markytan), dels vattenförekomsten *Eslöv-Flyinge* (berggrunden, >30 meter under markytan).

Jordakvifären inom området används inte i dagsläget - och högst troligt inte heller i framtiden - till dricksvatten eller bevattning eftersom området ligger inom tätort och har dåliga uttagsmöjligheter (låg genomsläpplighet i lerig morän och moränlera).

Den observerade vertikala spridningen av NAPL (så som PAH och oljekolväten) inom källområden har utifrån OIHPT -sonderingen som maximalt nått ett djup av 5,5 meter i undersökta provpunkter. Djupbegränsningen beror troligtvis på ett mer tätt lager som påträffas vid cirka 4 till 7 meters djup, beroende på delområde (Tabell 4). Vidare visar grundvattenprovtagning i trolig strömningsriktning (nordväst) att det inte skett en spridning till grundvatten 8–10 m u my nedströms källområdena. Ovanstående medför att det troligtvis förekommer tätande lager som i hög grad skyddar den underliggande skyddsvärda grundvattenförekomsten *Eslöv-Flyinge*. Utifrån ovanstående beaktas inte intag av dricksvatten som en exponeringsväg i Tabell 26.

Det grundvatten som passerar källområdena belastas via urlakning kontinuerligt av de föroreningar som konstaterats inom dessa. Spridning via ytligt grundvatten sker troligtvis åt nordväst. Ledningar och ledningsgravar inom området är troligtvis av betydelse för spridningen eftersom transporten via dessa potentiellt vara snabbare än i grundvattnet.

Halkriterier och åtgärds mål bör inte utgå från dricksvattenskydd men bör inkludera att det aktuella området tillsammans med flera olika direkta och diffusa källor belastar grundvattnet i jordakvifären i området.

6.3.3 Eventuella framtida förändringar som kan påverka spridningen och exponeringen

Framtida aktiviteter som kan påverka spridningen innefattar bland annat schaktning, djupa borrhinar/pålningar, grundvattenavsänkningar eller förändrat rörelsemönster för grundvattnet till följd av nya dräneringar eller dagvattenledningar inom källområdet.

Det förväntas inte ske en förändrad markanvändning inom en överskådlig framtid. Det har dock framkommit att byggnation i omgivningen kan medföra att parkområdet kan komma att användas mer intensivt än det gör idag. Detta skulle potentiellt kunna öka exponeringen för föroreningarna. Exponeringen kan även öka om ventilationssystem i byggnaderna ändras så att ett ökande undertryck uppstår, vilket medför att transporten av föroreningar i ångfas till byggnader kan öka.

Klimatförändringarna bedöms inte ha en stor inverkan på framtida risker. Det kan dock inte uteslutas att torka och ökad regnintensitet kan medföra en ökad risk för damning vid förlust av vegetation respektive erosion vid kraftiga regn.

7 RISKBEDÖMNING

7.1 Platsspecifika riktvärden

Då de antaganden som ligger bakom den generella modellen för framtagandet av de generella riktvärdena för jord till viss del avviker från det aktuella objektet, har platsspecifika riktvärden (PSRV) tagits fram. En uppdelning har gjorts beroende på markanvändning, villaområde, parkområde och industriområdet samt beroende på djup, 0–2 meter och >2 meter under markytan. Bedömningen av vilka skyddsobjekt som beaktas har gjorts i enlighet med den konceptuella modellen i Tabell 26. PSRV har beräknats med utgångspunkt i exponeringsvägar och exponeringsparametrar i Tabell 28. Beräknade hälso- och miljöriskbaserade platsspecifika riktvärden utefter dessa antaganden presenteras i Tabell 29 och Tabell 31.

PSRV har tagits fram med syfte att skydda människa och miljö i både ett kort- och långsiktigt tidsperspektiv, och utgår inte enbart från hur marken används specifikt idag utan även utifrån hur den ska kunna användas, utifrån rådande detaljplaner (bostad, park och industri).

Tabell 28. Platsspecifika parametrar för spridningsförutsättningar och exponeringsantaganden som används vid beräkning av platsspecifika riktvärden (PSRV) för Eslövs gasverk samt Naturvårdsverkets generella riktvärdesmodell för KM och MKM.

	Generella antaganden		Villaområde		Parkområde		Industriområde	
	KM	MKM	0–2 m	>2 m	0–2 m	>2 m	0–2 m	>2 m
Intag av jord	365d/år vuxna 365d/år barn	200d/år vuxna 60d/år barn	Samma som KM	Beaktas ej	200d/år vuxna 200d/år barn	Beaktas ej	Samma som MKM	Beaktas ej
Hudkontakt	120d/år vuxna 120d/år barn	90d/år vuxna 60d/år barn	Samma som KM	10 d/år mark-arbeten	90d/år vuxna 90d/år barn	10 d/år mark-arbeten	Samma som MKM	10 d/år mark-arbeten
Inandning av ånga	365d/år vuxna 365d/år barn	200d/år vuxna 60d/år barn	Samma som KM	Samma som KM	Samma som KM, närheten till bostäder		Samma som MKM	Samma som MKM
Inandning av damm	365d/år vuxna 365d/år barn	200d/år vuxna 60d/år barn	Samma som KM	10 d/år mark-arbeten	Samma som KM, närheten till bostäder	10 d/år mark-arbeten	Samma som MKM	10 d/år mark-arbeten
Intag av dricksvatten	Beaktas	Beaktas (nedströms)	Beaktas ej					
Intag av växter (procentandel från odling på plats)	10% från området	Beaktas ej	Samma som KM	1 % från området	2 % från området	0,2 % från området	Beaktas ej	Beaktas ej
Scenario-specifika modellparametrar	KM	MKM	KM	KM	KM	KM	MKM	MKM
Skydd av markmiljö	KM 75 %	MKM 50 %	KM 75 %	Beaktas ej	KM 75 %	Beaktas ej	MKM 50 %	Beaktas ej
Avstånd till skyddat grundvatten	0 m (utspädning 1/14)	200 m (utspädning 1/47)	200 m					
Skydd av ytvatten	0 m (utspädning 1/4000)	0 m (utspädning 1/4000)	Beaktas ej i beräkningen av PSRV då riktvärdesmodellen bygger på spridning till ytvatten via grundvattenströmning. Spridningen till aktuell ytvatten Långakärr bedöms kunna ske via dagvatten och inte via grundvattenströmning					

7.1.1 Beaktande av människor som skyddsobjekt

För bostadsområde och industriområde är antagandena i stort i linje med de generella riktvärdena för KM respektive MKM (Tabell 28). Skillnaden mellan KM och förutsättningarna vid bostadsområdet är att grundvattnet i jordlagret i området inom ett kort- och långsiktigt perspektiv inte används för dricksvattenuttag. Skyddet för grundvattnet inom området i stort (samtliga markanvändningar) bedöms därför vara i linje med MKM, det vill säga att grundvattnet 200 meter nedströms bör skyddas. Eftersom en vertikal spridning till grundvattnet under åtta meter under markytan inte har kunnat konstateras, så bedöms detta utgöra ett acceptabelt skydd för vattenförekomsten i underliggande vattenförekomst i berggrunden.

I parkområdet bedöms exponeringssituationen för människor vara mindre omfattande relativt bostadsområdet, samtidigt som både barn och vuxna bedöms vistas i parken, vilket ger en större exponering än om markanvändningen var i linje med MKM. Exponeringen vid jordintag och hudkontakt antas vara mindre intensiv än för villaområdet då tiden för vistelse bedöms vara mer lik den vid MKM, det vill säga deltidsvistelse. Närheten till bostäderna gör dock att exponeringen via damning från ytlig jord bedöms motsvara KM.

Detta då damm som uppkommer inom parkområdet bedöms kunna påverka villaområdet då det inte finns någon barriär mellan dessa områden. Detsamma gäller exponeringen via inandning av ångor från jord (oberoende av djup). Detta då det korta avståndet gör att det inte kan uteslutas att ångor från föroreningskällor i parkområdet diffunderar genom marken till omgivande villaområde.

Vid större djup än två meter under markytan bedöms exponeringen för människor vara mindre än den för ytlig jord. För att även beakta att människor kommer i kontakt med djupare jord vid aktiviteter så som markarbeten utesluts inte exponering via hudkontakt och inandning av damm (antagande om exponering maximalt 10 dagar per år).

Gällande intag av växter antas konsumtionen av växter från parkområdet vara fem gånger lägre än den ifrån villaområdet (2 % relativt 10 %). Det antas att växterna främst tar upp näring och eventuella föroreningar från de översta två metrarna av markprofilen, men för att ändå ta hänsyn till att träd med djupare rotsystem kan ta upp föroreningar även vid större djup bedöms upptaget från jord över två meter under markytan motsvara en tiondel av det från mark 0–2 meter under markytan inom villaområde och park. Inom industriområdet bedöms inget intag av växter ske (generellt antagande för MKM).

Beräknade hälsoriskbaserade PSRV utefter dessa antaganden presenteras i Tabell 29. De hälsoriskbaserade PSRV som togs fram i samband med förstudien (Tabell 30) liknar till viss del de som tagits fram för huvudstudien. För bly har Naturvårdsverket (2022) använt nya toxicitetsdata för att uppdatera riktvärdet under 2022, vilket förklarar skillnaden för bly.

Tabell 29. Platsspecifika hälsoriskbaserade riktvärden utefter antaganden i Tabell 28. Uttagsrapport från riktvärdesmodellen enligt Naturvårdsverket (2023), version 2.2, presenteras i Bilaga 2 (i bilaga 2 redovisas dock ej riktvärdena med uppdelning på hälsa/miljö utan som ett sammanvägt riktvärde).

Ämne	Generella riktvärden, ojusterade (inkluderar alla skyddsobjekt)		Hälsoriskbaserat riktvärde, justerat					
	KM	MKM	Villaområde PSRV-villaområde-hälsa		Parkområde PSRV-parkområde-hälsa		Industriområde PSRV-industriområde-hälsa	
			0–2 m	>2 m	0–2 m	>2 m	0–2 m	>2 m
Arsenik	10	25	1,7 (10*)	27	4,7 (10*)	100	25	100
Barium	200	300	500	8500	1400	39 000	10 000	930 000
Bly	50**	180	16 (20*)	680	33**	1000	170	1000
Kadmium	0,8	12	1,2	14	4,5	68	64	250
Kobolt	15	35	22	290	74	1400	720	72 000
Koppar	80	200	2400	27 000	7900	120 000	96 000	ej begr.
Krom	80	150	65 000	ej begr.	130 000	ej begr.	750 000	ej begr.
Kvicksilver	0,25	2,5	0,27	0,42	0,39	0,44	2,4	2,5
Nickel	40	120	230	5000	390	13 000	2400	68 000
Zink	250	500	2900	34 000	11 000	170 000	160 000	ej begr.
PAH-L	3	15	26	31	30	32	170	180
PAH-M	3,5	20	3,4	3,8	3,7	3,9	21	21
PAH-H	1	10	1,1	14	3,3	46	17	250
Alifat >C12-C16	100	500	570	1100	820	1100	4600	6200
Alifat >C16-C35	100	1000	37 000	310 000	94 000	500 000	680 000	ej begr.
Aromat >C8-C10	10	50	58	90	82	94	490	520
Aromat >C10-C16	3	15	150	1100	560	2400	7300	17 000
Aromat >C16-C35	10	30	170	1400	610	3100	6800	22 000
Bensen	0,012	0,04	0,16	0,2	0,19	0,2	1,1	1,1
Toluen	10	40	19	20	20	20	110	110

Ämne	Generella riktvärden, ojusterade (inkluderar alla skyddsobjekt)		Hälsoriskbaserat riktvärde, justerat					
			Villaområde PSRV-villaområde-hälsa		Parkområde PSRV-parkområde-hälsa		Industriområde PSRV-industriområde-hälsa	
	KM	MKM	0–2 m	>2 m	0–2 m	>2 m	0–2 m	>2 m
Etylbensen	10	50	70	110	99	110	610	620
Xylen	10	50	17	18	18	18	98	98
Cyanid total	30	120	350	1000	830	1000	1000	1000
Cyanid fri	0,4	1,5	3,6	9,8	8,2	12	50	50

*10 respektive 20 mg/kg TS bedöms vara nationella bakgrundshalter för arsenik och bly enligt riktvärdesmodellen.

**Det generella riktvärdet för bly vid KM har utifrån en kostnadsanalys justerats från 20 till 50 mg/kg TS. (Naturvårdsverket, 2022).

Tabell 30. Förslag på hälsobaserade platsspecifika riktvärden beroende på markanvändning, framtagna för förstudien (Golder, 2019). Dessa redovisas för att kunna jämföra med de PSRV som tagits fram för huvudstudien. Det generella riktvärdet för bly uppdaterades av Naturvårdsverket under 2022.

Parameter	PARK [mg/kg TS]	INDUSTRI [mg/kg TS]	BOSTAD [mg/kg TS]
Arsenik	10	25	10
Barium	2400	10 000	500
Kadmium	8,6	64	1,2
Kvicksilver	5	2,4	0,27
Bly	210	600	64
Zink	20 000	160 000	2900
PAH-L	1100	170	26
PAH-M	200	21	3,4
PAH-H	7,7	17	1,1
Bensen	10	1,1	0,16
Toluen	2100	110	19
Xylen	2200	98	17
Cyanid total	1000	1000	350
Alifater >C16-C35	200 000	680 000	37 000
Aromater >C10-C16	1300	7300	150
Aromater >C16-C35	1300	6800	170
Aromater >C10-C16	1300	7300	150
Aromater >C16-C35	1300	6800	170

7.1.2 Beaktande av miljö och naturresurser som skyddsobjekt

Skyddet av markmiljön bör vara sådant att ekosystemets funktioner kan upprätthållas i den omfattning som är nödvändigt för markanvändningen. Sådana funktioner kan till exempel vara odling av ätbara växter och prydnadsväxter i trädgårdar eller parkmiljö. Naturvårdsverkets riktvärdesmodell utgår från att 75 procent av de marklevande arterna skyddas vid KM-nivån och att 50 procent av arterna skyddas vid MKM-nivån. Parkområdet bedöms ha samma behov av skydd för markbiologin och dess funktioner som vid en KM-nivå. Skyddet av markmiljön antas främst vara relevant 0–2 meter under markytan, vid större djup beaktas inte markmiljön. Detta då jordens betydelse för markens ekologiska funktion antas avta med djupet.

Grundvattnet skyddas i egenskap av naturresurs. Som nämnt i avsnittet ovan, används inte grundvattnet i områdets jordlager som dricksvatten i dagsläget. Skydd mot fri fas⁸ beaktas även eftersom en förekomst av fri fas innebär förhöjda spridningsrisker.

Närmsta ytvattenrecipient Långakärr är belägen cirka en kilometer söderut. Kron diket samt Långgropen är belägna ca 1,7 km åt nordväst (Figur 17). Spridning via grundvattnet till Långakärr bedöms vara begränsad utifrån att grundvattnets strömningsriktning bedöms vara nordvästlig. Spridningen antas därmed främst ske via dagvattenledningar och ledningsgravar och inte via grundvattenströmning i de naturliga jordlagren. Därför beaktas inte skydd av ytvatten i framtagande av PSRV för jord. Spridning via dagvattenledningar beaktas inte i Naturvårdsverkets riktvärdesmodell.

Riskerna för ytvatten bedöms därför i stället utifrån uppmätta halter i grundvattnet samt i sediment och vatten i dagvattenbrunnar och recipient. Beräknade miljöriskbaserade platsspecifika riktvärden utefter ovanstående antaganden presenteras i Tabell 31.

Tabell 31. Platsspecifika miljöriskbaserade riktvärden. Utefter antaganden i Tabell 28. Uttagsrapport från riktvärdesmodellen enligt Naturvårdsverket (2023), version 2.2, presenteras i Bilaga 2 (redovisas dock ej med uppdelning på hälsa/miljö utan sammanvägt riktvärde).

Ämne	Generella riktvärden, ojusterade		Riktvärde, skydd av markmiljö och skydd mot spridning till grundvatten och skydd mot fri fas			
	KM	MKM	Markmiljö 0–2 m (beaktas ej över 2 m u my) PSRV-markmiljö		Skydd av grundvatten som naturresurs, 200 m nedströms, samtliga områden och djup) PSRV-grundvatten	Skydd mot fri fas (samtliga områden och djup) PSRV-fri fas
Villaområde/parkområde			Industriområde			
Arsenik	10	25	20	40	70	beaktas ej
Barium	200	300	200	300	20000	beaktas ej
Bly	50	180	200	400	210	beaktas ej
Kadmium	0,8	12	4	12	23	beaktas ej
Kobolt	15	35	20	35	70	beaktas ej
Koppar	80	200	80	200	1400	beaktas ej
Krom	80	150	80	150	1700	beaktas ej
Kvicksilver	0,25	2,5	5	10	7	beaktas ej
Nickel	40	120	70	120	140	beaktas ej
Zink	250	500	250	500	2800	beaktas ej
PAH-L	3	15	3	15	17	500
PAH-M	3,5	20	10	40	53	250
PAH-H	1	10	2,5	10	17	50
Alifat >C12-C16	100	500	100	500	69000	1000
Alifat >C16-C35	100	1000	100	1000	130000	2500
Aromat >C8-C10	10	50	10	50	170	1000
Aromat >C10-C16	3	15	3	15	51	500
Aromat >C16-C35	10	30	10	40	31	250
Bensen	0,012	0,04	10	50	0,04	1000
Toluen	10	40	10	50	44	1000
Etylbensen	10	50	10	50	49	1000
Xylen	10	50	10	50	64	1000
Cyanid total	30	120	30	120	120	beaktas ej
Cyanid fri	0,4	1,5	1	8	1,4	beaktas ej

⁸ Förekomsten av en substans i ett mark- eller vattenområde som till största del har behållit sin egen fysikaliska karaktär, oberoende av det medium den befinner sig i, till exempel olja på grundvattenytan. (Naturvårdsverket, 2010).

7.2 Riskkaraktisering

I detta avsnitt görs en jämförelse mellan representativa halter i jord, grundvatten och inomhusluft med de bedömningsgrunder som förlås (PSRV). En jämförelse görs relativt medelvärden, 90:e percentilen och maxhalter. Bedömningen för hälsa och markmiljö utgår från att en oacceptabel risk inte kan uteslutas om 90:e percentilen eller maxhalten (beroende på storleken på dataunderlaget inom delområdet) överskrider PSRV. Bedömningen för grundvatten utgår från att en oacceptabel risk inte kan uteslutas om medelhalten överskrider PSRV.

De föroreningar som överskrider PSRV-hälsa respektive PSRV-miljö i jord inom respektive källområde redovisas i Figur 31. Det är dessa föroreningar och källområden som utgör den största risken och därmed är styrande för åtgärdsbehovet i jord. En sammanställning av analysresultat jämfört med PSRV-hälsa redovisas i sin helhet i Bilaga 2 och beskrivs kommande avsnitt.



Figur 31. Identifierade källområden inom delområden samt vilka föroreningar där representativ halt överstiger PSRV-hälsa (vänster karta) respektive PSRV-miljö (höger karta) inom villaområdet (gul text), parkområdet (grön text) och industriområdet (rosa text). Bakgrundskarta utgörs av nutida flygfoto. Utbredningen för källområdena är markerade utifrån konstaterade föroreningar som överskrider riktvärde för MKM och gräns för FA. I kartan syns inte den punkt i östra delen av industriområdet där halter över FA påvisats, se Bilaga 2 för mer information.

7.2.1 Risker för människors hälsa

7.2.1.1 Risker för människors hälsa utifrån halter i jord

I detta avsnitt redovisas vilka föroreningar som överskrider PSRV för jord för respektive markanvändning. I Tabell 32 anges de parametrar som överskrider PSRV inom de olika källområdena respektive delområden för de olika markanvändningarna villaområde, parkområde och industriområde. Det anges även vilka exponeringsvägar som är aktuella för de parametrar och halter som uppmätts inom respektive område.

Tabell 32. Parametrar som överskrider platsspecifika hälsoriskbaserade riktvärden (PSRV) inom villaområde, parkområde och industriområde samt vilka exponeringsvägar som är aktuella baserat på uppmätta halter för respektive ämne och de envägskoncentrationer som anges i Naturvårdsverkets riktvärdesmodell för de olika scenarierna. Sammanställt utifrån Bilaga 2.

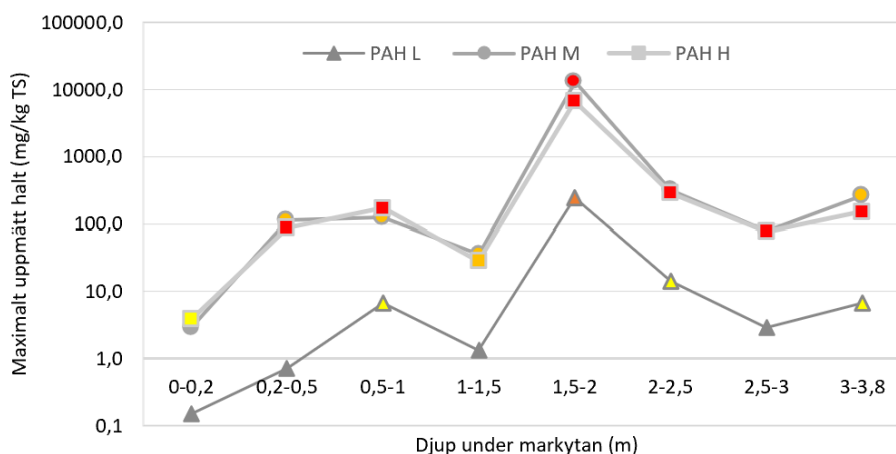
Källområden/delområden där PSRV-hälsa överskrids		Parametrar som medför att risken för hälsa inte bedöms vara acceptabel Baserat på <u>medelhalt</u> inom definierat område	Parametrar som medför att risken för hälsa inte bedöms vara acceptabel Baserat på <u>90:e percentilen</u> alternativt <u>maxhalten</u> om dataunderlaget är litet (n<8) inom definierat område	Exponeringsvägar som kan innebära hälsorisker baserat på om 90:e perc. överskrider enskilda envägs-koncentrationer i NV riktvärdesmodell
VILLA	Villaområde yttlig jord 0-0,2/0,4	PAH-H	PAH-H	Intag av växter
	Villaområdet, källområde Djup 0,2-2 m	Arsenik, barium, bly, kadmium, kvicksilver, zink, PAH-M, PAH-H	Arsenik, barium, bly, kadmium, kvicksilver, zink, PAH-M, PAH-H	Intag av jord Hudkontakt jord/damm Inandning av damm Inandning ånga Intag av växter
	Villaområdet, källområde Djup 2-4 m	Kvicksilver, PAH-M, PAH-H	Arsenik, bly, kvicksilver, PAH-M, PAH-H	Inandning ånga Intag av växter
	Villaområdet, utanför källområde Djup 0,2-4 m	PAH-H	PAH-M, PAH-H	Intag av växter Inandning ånga
PARK	Södra deponin, källområde Djup 2-6 m	PAH-L, PAH-M, PAH-H, bensen, toluen, xylener	PAH-L, PAH-M, PAH-H, bensen, toluen, xylener, alifater >C16-C35, aromater >C8-C10, aromater >C10-C16	Hudkontakt jord/damm Inandning av damm Inandning ånga Intag av växter
	Södra deponin, utanför källområde	-	Bly	Intag av jord
	Centrala deponin, källområde Djup 0,8-2 m	Bly, PAH-L, PAH-M PAH-H, bensen, aromater >C8-C10	Bly, PAH-L, PAH-M PAH-H, bensen, aromater >C8-C10	Intag av jord Hudkontakt jord/damm Inandning av damm Inandning ånga Intag av växter
	Centrala deponin, utanför källområde	-	-	-
	Gasklockor, källområde Djup 1-5,5	Bly, PAH-L, PAH-M PAH-H, bensen	Bly, PAH-L, PAH-M, PAH-H, bensen, xylener, alifater >C12-C16	Intag av jord Hudkontakt jord/damm Inandning av damm Inandning ånga Intag av växter
	Gasklockor, utanför källområde	-	PAH-M, PAH-H	Inandning av ånga (samt sammanvägda långtidseffekter)
	Verksamhetskontor	-	-	-
	Norr om verksamhetsområde	-	PAH-H	(Sammanvägda långtidseffekter)
	Yttlig jord inom parkområde	Bly	Bly, PAH-H	Intag av jord (samt sammanvägda långtidseffekter)
	INDUSTRI	Verksamhetsområde, källområde Djup 0-5,5 m	PAH-L, PAH-M, PAH-H, bensen, xylener	PAH-L, PAH-M, PAH-H, bensen, xylener
Verksamhetsområde, utanför källområde		-	-	-
Bangården, outlier (en punkt)		PAH-M, PAH-H	PAH-M, PAH-H	Intag av jord Hudkontakt jord/damm Inandning av damm Inandning ånga
Bangården, utanför källområde		-	-	-

I avsnitten nedan bedöms riskerna vid de olika markanvändningarna utifrån den 90:e percentilen inom respektive delområde, om inte dataunderlaget är litet, då bedömningen baseras på maxhalten. Det anges även vilka exponeringsvägar som medför de aktuella riskerna. Detta utifrån om 90:e percentilen överskrider envägskoncentrationen⁹ för exponeringsvägen baserat på Naturvårdsverkets riktvärdesmodell.

7.2.1.1.1 Risker för människors hälsa i villaområde

Föroreningar som kan innebära oacceptabla hälsorisker inom källområdet i villaområdet är arsenik, barium, bly, kadmium, kvicksilver, zink, PAH-M och PAH-H. I enstaka punkter (maxhalter i Bilaga 2A.2) medför även uppmätta halter av bensen och aromater hälsorisker. Exponering för halter som kan innebära hälsorisker kan ske vid intag av jord, hudkontakt med jord/damm, inandning av ånga samt intag av växter. Högst halter av PAH påvisas cirka 1,5–2 m u my inom källområdet, men i vissa punkter överskrider halter av PAH gränsvärdet för FA från 0,2–3,8 m u my (Figur 25 och Figur 32). Föroreningshalter är betydligt högre i fyllnadsmassorna än i den ytliga mulljorden. För den ytliga mulljorden inom villaområdet överskrids PSRV med avseende på PAH-H, med anledning av exponeringsvägen intag av växter.

Halterna av PAH-M och PAH-H är även förhöjda i jord utanför det som definieras som källområde. Hälsorisker vid inandning av ånga samt intag av växter kan därför inte uteslutas utifrån PSRV (Tabell 32).



Figur 32. Maximalt uppmätt halt av PAH-L, -M respektive -H för olika djup inom villaområdet. Färgmarkering indikerar om halten överskrider riktvärden för KM (gul) och MKM (orange) respektive gränsvärde för FA (rött).

7.2.1.1.2 Risker för människors hälsa i parkområde

Föroreningar som kan innebära oacceptabla hälsorisker inom källområdet i södra deponin är PAH-L, PAH-M, PAH-H, bensen, toluen, xylener, alifater >C16-C35, aromater >C8-C10 och aromater >C10-C16 H (Tabell 32). Inom källområde för centrala deponin förekommer bly, PAH-L, PAH-M, PAH-H, bensen och xylener som överskrider PRSV-parkområde-hälsa.

⁹För en enskild exponeringsväg är envägskoncentrationen den halt i jorden som beräknas ge en exponering som inte överskrider de acceptabla nivåerna, antaget att exponering endast sker genom denna exponeringsväg (Naturvårdsverket, 2009, rev. 2024). Det hälsoriskbaserade riktvärdet baseras på att olika exponeringsvägar viktas ihop.

I källområde för gasklockorna förekommer bly, PAH-L, PAH-M, PAH-H, bensen, xylener och alifater >C12-C16 som kan medföra oacceptabla hälsorisker.

Exponering inom parkområdets källområden kan medföra oacceptabla hälsorisker via flertalet exponeringsvägar: intag av jord, hudkontakt jord/damm, inandning av damm och ånga samt intag av växter. Detta vid en markanvändning som motsvarar de förutsättningar som angetts vid framtagande av PSRV för parken.

Utanför definierade källområden förekommer även halter av bly och PAH-M och PAH-H som kan innebära hälsorisker. Detta utifrån exponering via intag av jord, inandning av ånga samt utifrån sammanvägda¹⁰ långtidseffekter.

7.2.1.1.3 Risker för människors hälsa i industriområde

Föroreningar som innebär oacceptabla hälsorisker inom källområde för verksamhetsområde är PAH-L, PAH-M, PAH-H, bensen och xylener (Tabell 32). Detta via intag av jord, hudkontakt jord/damm, inandning av damm och inandning av ånga. Inom bangården påvisas i en punkt (0,4–1 m u my - outlier) PAH-M och PAH-H halter som överskrider PSRV-hälsa-industri. Utanför källområde samt outlier medför påvisade halter inga oacceptabla hälsoeffekter.

Exponering inom industriområdets källområden kan medföra oacceptabla hälsorisker via flertalet exponeringsvägar, intag av jord, hudkontakt jord/damm samt inandning av damm och ånga. Detta vid en markanvändning som motsvarar de förutsättningar som angetts vid framtagande av PSRV för industriområdet.

7.2.1.1.4 Risker för akuta hälsoeffekter

Arsenik, cyanid total och cyanid fri kan medföra akuta negativa effekter för barn vid intag av en liten mängd jord¹¹. Maxhalterna inom undersökningsområdet för dessa parametrar underskrider dock de halter som är akuttoxiska enligt Naturvårdsverkets riktvärdesmodell:

- Arsenik: maxhalt 30,4 mg/kg TS (centrala deponin) – 30 % av halten 100 mg/kg TS som är akuttoxisk
- Cyanid total: maxhalt 597 mg/kg TS (verksamhetsområdet) – 60 % av halten 1000 mg/kg TS som är akuttoxisk
- Cyanid fri: maxhalt 14,9 mg/kg TS (verksamhetsområdet) – 30 % av halten 50 mg/kg TS som är akuttoxisk

Det bedöms därmed som osannolikt att de uppmätta halterna skulle kunna ge upphov till akuttoxiska effekter. Säkerhetsmarginalerna är dock inte så stora.

¹⁰Utifrån en sammanvägning av envägskoncentrationerna för alla exponeringsvägar som är aktuella för den specifika markanvändningen

¹¹Koncentrationen i jord där påtagliga akuttoxiska effekter inte kan uteslutas. För beräkning av riktvärden till skydd mot akuta hälsoeffekter från ämnen med hög akuttoxicitet antas ett engångsintag på 5 g jord för ett barn i åldern 1–2 år med kroppsvikt 10 kg. (Naturvårdsverket, 2009, rev. 2024).

7.2.1.2 Risker för människors hälsa utifrån halter i porgas och inomhusluft

För PAH-L, PAH-M, bensen, toluen, xylener, kvicksilver och de lättare fraktionerna av alifater och aromater är den styrande exponeringsvägen inandning av ångor. För jord överstiger flertalet av dessa parametrar PSRV-hälsa för exponeringsvägen inandning av ånga (Tabell 33).

Naftalen, toluen, xylener är de parametrar som påvisats i inomhusluft och/eller porgas som potentiellt kan härröra från det före detta gasverket (Tabell 33).

Att dessa påvisats indikerar att det kan ske en uppträngning av dessa VOC:er genom byggnaders golv, vilket potentiellt skulle kunna leda till oacceptabla hälsorisker vid inandning av inomhusluft. Inga av de halterna som uppmätts överskrider dock de nivåer som bedöms kunna medföra oacceptabla hälsoeffekter.

Av de parametrar som påvisats i inomhusluft och porgas är det endast naftalen (PAH-L) som kan kopplas till mark- och grundvattenföroreningar där PSRV-hälsa eller SPI:s riktvärde för ångor i byggnader överskrids.

Tabell 33. Parametrar i jord som överskrider platsspecifika hälsoriskbaserade riktvärden (PSRV-hälsa) där den styrande exponeringsvägen är inandning av ånga samt parametrar i grundvatten som överskrider SPI:s riktvärde för ångor i byggnader. Det anges även vilka parametrar som påvisas i inomhusluft och porgas.

Bedömning utifrån olika provtagningsmedier:	Villa	Park	Industri
Påvisade i jord , 90:e percentilen inom något av källområdena överstiger PSRV-hälsa för exponeringsvägen inandning av ånga	PAH-L PAH-M Kvicksilver	PAH-L PAH-M PAH-H Bensen Toluen Xylener Alifater >C12-C16 Aromater >C8-C10 Aromater >C10-C16	PAH-L PAH-M Bensen Xylener
Påvisade i grundvatten över SPI:s riktvärde för ångor i byggnader	-	PAH-M Bensen	PAH-L PAH-M Bensen
Påvisas i inomhusluft Halter understiger i samtliga fall riktvärden för inomhusluft som kan innebära hälsorisker	Toluen Naftalen (ingår i PAH-L)	(ej undersökt, inga byggnader)	Diklormetan (CAH) n-heptan (alifat, C7)
Påvisas i porgas Halter understiger i samtliga fall riktvärden för inomhusluft som kan innebära hälsorisker	Toluen Aceton (keton, C3) 2-Butanon (MEK) (keton, C4) Naftalen (ingår i PAH-L) Xylener (summa M/P/O)	(ej undersökt)	n-hexan (alifat, C6) Aceton (keton, C3) 2-Butanon (MEK) (keton, C4) Naftalen (ingår i PAH-L)

De halter som påträffats i porgas och inomhusluft indikerar i dagsläget att hälsoriskerna via inandning av inomhusluft är acceptabla (utifrån bedömningsgrunder i Tabell 14). Detta bedöms dock inte innebära att riskerna helt kan uteslutas i ett långsiktigt perspektiv, med anledning av följande osäkerheter:

- Provtagningen av porgas i jord är utförd mindre än meter under markytan och ger främst en indikation om föroreningsförekomst i det aktuella marklagret. Djupare marklager har inte undersökts.
- Provtagningen av porgas och inomhusluft täcker inte in de risker som eventuellt kan uppstå i framtiden vid nybyggnation ovan källområden, särskilt där VOC:er i jorden förekommer.

7.2.1.3 Risker för människors hälsa utifrån påvisade halter i växter

Metaller, PAH-L, PAH-M, PAH-H samt bensen förekommer i jord inom villaområde och/eller parkområde i halter som vid intag av växter kan medföra oacceptabla hälsorisker (Tabell 34). Vid tidigare analys av metaller och PAH i frukt och bär kunde PAH inte påvisas över laboratoriets rapporteringsgräns och metallhalterna bedömdes inte innebära några hälsorisker.

Tabell 34. Risker utifrån påvisade halter i växter. Den övre raden anger de parametrar som överskrider platsspecifika hälsoriskbaserade riktvärden (PSRV-hälsa) för envägskoncentrationer vid intag av växter. Den undre raden visar vilka parametrar som påvisats i frukt och bär.

Bedömning utifrån olika provtagningsmedier:	Villa	Park	Industri	Kommentar
Påvisade i jord , 90:e percentilen inom något av källområdena överstiger PSRV-hälsa för exponeringsvägen intag av växter	Arsenik, barium, bly, kadmium, kvicksilver, zink PAH-M PAH-H	Bly PAH-L PAH-M PAH-H Bensen*	(beaktas ej)	-
Påvisat i växter Halter understiger i samtliga fall halter för växtintag som kan innebära hälsorisker (Eslövs kommun, 2019) Villa (äpplen, hallon, rabarber) och park (körsbär, äpplen, rönnbär)	Nickel, zink, bly, kadmium (PAH16 påvisas ej)		(ej undersökt)	Endast analys av PAH och metaller (Eslövs kommun, 2019)

*med anledning av höga halter i södra deponin >2 m u my

Trots att frukten och bären innehöll acceptabla halter av metaller och PAH under 2019, bedöms odling inom källområden för villaområde och park som olämplig. Detta med hänsyn till försiktighetsprincipen och de osäkerheter som kvarstår. Dessa osäkerheter utgörs bland annat av:

- Endast PAH och metaller har undersökts i frukt och bär. Eftersom källområdena i stort utgörs av heterogena deponier från gasverket, utgör innehållet i jorden en blandning av både kända föroreningar (de som omfattats av analys) och okända föroreningar som inte analyserats. Det är svårt att göra en fullständig karaktärisering av föroreningsförekomsten i fyllnadsmassorna.
- Bären och frukterna som analyserades år 2019 är plockade på bostadsfastigheten Doppingen 2 och inom parken. Det saknas dock uppgifter om exakt placering och det är därmed osäkert om de är plockade inom källområden eller utanför källområden. Om provtagningen är utförd i områden som ligger utanför källområdena ges inte en korrekt bild av de risker som finns vid odling inom källområdena.
- En stor del av markprofilen är förorenad, inklusive ytlig jord (se exempelvis jordprofiler i Figur 25 samt statistik för ytlig samlingsprovtagning (0–0,2/0–0,3 m u my) i Tabell 17). Föroreningar kan tas upp i växter via rötterna men växter kan även kontamineras via damning till växter och via växters kontakt med jord (exempelvis vid odling av potatis och lök). Direkt hudkontakt sker vid hanteringen av jorden vid odlingen.

7.2.1.4 Miljömedicinskt utlåtande om hälsorisker i villaområde

Arbets- och miljömedicin Syd (2024) har på uppdrag av Eslövs kommun givit ett miljömedicinskt utlåtande för villaområdet baserat på de analysresultaten som finns tillhanda, både från förstudien och från föreliggande huvudstudie. Bedömningen avser metaller, aromatiska kolväten och PAH. Intag av jord och intag av odlade grödor bedöms vara de viktigaste exponeringsvägarna, men även hudupptag är relevant att beakta för PAH. I utlåtandet betonas särskilt att det finns oacceptabla risker för barn vid oavsiktligt intag av jord. (Arbets- och miljömedicin Syd, 2024).

Det anges även att det finns risk för synergieffekter för de toxiska metallerna bly, kadmium och kvicksilver. Arbets- och miljömedicin Syds slutsats är att behovet av marksanering är angeläget utifrån de risker som föreligger, särskilt för barn men även för vuxna. (Arbets- och miljömedicin Syd, 2024).

7.2.2 Risker för markmiljö

7.2.2.1 Risker för markmiljö utifrån halter i jord

I Tabell 35 anges de parametrar som överskrider PSRV-markmiljö. Inom både villaområdet, parkområdet och industriområdet förekommer halter som potentiellt medför en oacceptabel risk för de ekologiska markfunktionerna. Inom källområdena beror det på halter av både metaller, PAH, alifater, aromater, BTEX och cyanid. Utanför definierade källområden, bland annat i yttlig jord i villa och park, är det PAH-H som medför att markfunktionerna inte stöds, halterna är dock betydligt lägre än i källområdena (Bilaga 2).

Tabell 35. Parametrar som överskrider platsspecifika riskbaserade riktvärden för markmiljö (PSRV-markmiljö) inom respektive markanvändningar och delområden. Bedömningen görs för jord 0-2 meter under markytan.

Källområden/delområden där PSRV-markmiljö överskrids		Parametrar som medför att skyddet av markmiljö inte bedöms vara acceptabelt. Baserat på 90:e percentilen eller maxhalten (om n<8) inom definierat område
VILLA	Villaområdet, källområde	Barium, bly, kadmium, kobolt, koppar, kvicksilver, nickel, zink, PAH-M, PAH-H, aromater >C10-C16
	Villaområde yttlig jord 0-0,2/0,4	PAH-H
PARK	Yttlig jord inom parkområdet	PAH-H
	Centrala deponin, källområde	Cyanid total, PAH-L, PAH-M PAH-H, alifater >C16-C35, aromater >C8-C10, aromater >C10-C16, aromater >C16-C35
	Gasklockor, källområde	Bly, PAH-L, PAH-M PAH-H, xylener, alifater >C12-C16, aromater >C8-C10
	Södra deponin och centrala deponin, utanför källområde, Gasklockor utanför källområde	-
	Verksamhetskontor, norr om verksamhetsområde samt yttlig jord inom parkområde	PAH-H
INDUSTRI	Verksamhetsområde, källområde	Cyanid total, cyanid fri, PAH-L, PAH-M, PAH-H, toluen, xylener, aromater >C8-C10, aromater >C10-C16, aromater >C16-C35
	Bangården, outlier (en punkt)	PAH-M, PAH-H, aromater >C10-C16, aromater >C16-C35
	Verksamhetsområde och bangården, utanför källområde	-

7.2.2.2 Risker för markmiljö med avseende på PAH utifrån POM-test

Utifrån medelhalter av PAH i jord kan en oacceptabel risk för markmiljön inte uteslutas för flertalet av de undersökta områdena (utifrån Tabell 35 ovan). POM-tester visar dock på att utlakningen till markvattnet och därmed den biotillgängliga andelen av PAH är relativt begränsad i de flesta punkterna (Tabell 35). Även där totalhalter i jord överskrider E_{KM} eller E_{MKM} är riskkvoten $TU_{MPC} < 1$, vilket indikerar att risken för markfunktionen och markekosystemet är acceptabelt för de aktuella punkterna. Detta indikerar att PAH i hög grad är bundet till partiklar/organiskt material.

Det var endast inom källområde för södra deponin i punkten 23E04 3-4 m u my som $TU_{SRC} > 1$, i denna punkt påvisades PAH >FA i jord. Att $TU_{SRC} > 1$ indikerar att den biotillgängliga halten av PAH är så pass hög i markvattnet att det finns risk för allvarliga negativa effekter på markekosystemet och markens funktioner (Kleja & Enell, 2021).

Eftersom södra deponin är relativt djupt belägen >2 m u my är dock förutsättningarna för markaktiviteten begränsad utifrån att markens ekologiska funktion generellt avtar med djupet, även i opåverkade jordar.

POM-testerna indikerar att utlakningen av PAH med god marginal underskrider vad som antas i Naturvårdsverkets riktvärdesmodell. Detta innebär att totalhalter av PAH i jord inte bör styra åtgärdsbehovet i de fall som risk endast föreligger för markmiljön. För exempelvis delområdet verksamhetskontor är det endast med hänsyn till risker för markmiljön som det finns ett åtgärdsbehov utifrån totalhalter av PAH-H. POM-testerna indikerar att riskerna för markmiljön troligtvis är acceptabla vid dessa totalhalter, vilket innebär att det inte finns något starkt motiv att genomföra en åtgärd inom delområdet verksamhetskontor.

Tabell 36. Sammanfattning över resultat för POM-tester med avseende på PAH. Totalhalter i jord av PAH anges utifrån om de överskrider E_{KM} eller E_{MKM} (generella riktvärdena för skydd av markmiljö vid KM och MKM) samt FA. Ytterligare info i Tabell 12.

Områden där POM-test utförts:		Totalhalter PAH i jord: Huruvida riktvärdet för skydd av markmiljö överskrids, utifrån halter i jord för aktuell punkt	Utlakning av PAH, POM-test: Huruvida adderad riskkvot (TU) för skydd av markmiljö överskrids, utifrån halter i lakvatten för POM-test i aktuell punkt	Bedömning
VILLA	Villaområde, 23E19	0-0,7 m: PAH-H > E_{KM}	0-3 m: Utlakning av PAH-M påvisad. TU för PAH16<1	PAH i markvattnet låg, indikerar att ev. påverkan på markmiljön är acceptabel
PARK	Södra deponin, källområde 23E04	3-3,5 m: PAH-L, M, H > E_{MKM} PAH-L, M, H > FA	3-4 m: Utlakning av PAH-L, M, H påvisad TU>1: TU _{MPC} : 314,77; TU _{SRC} : 5,30	PAH i markvattnet kan medföra en påverkan på markmiljön som inte är acceptabel Djupet för föroeningen (>2 m) medför dock att markaktiviteten oavsett är begränsad vid det aktuella källområdet.
INDUSTRI	Verksamhetsområde 23E11	0-1 m: PAH-M > E_{KM} PAH-H > E_{MKM}	0-1 m: Utlakning av PAH-L, M, H påvisad. TU<1	PAH i markvattnet låg, indikerar att ev. påverkan på markmiljön är acceptabel
	Bangården 23E17	(ej påvisat 0,-6-1 m)	0,6-1 m: Utlakning av PAH-M påvisad. TU<1	PAH i markvattnet låg, indikerar att ev. påverkan på markmiljön är acceptabel

7.2.3 Risker för spridning till grundvatten, ytvatten och förekomst av fri fas

7.2.3.1 Risker för grundvatten och förekomst av fri fas utifrån halter i jord

I Tabell 37 anges de parametrar som överskrider PSRV-grundvatten och PSRV-fri fas. Skyddet för grundvatten bedöms vara samma oberoende av markanvändning. Till skillnad från hälsa och markmiljö görs jämförelsen för grundvattnet relativt medelvärde och inte 90:e percentilen eller maxhalten.

Tabell 37. Parametrar som överskrider platsspecifika riskbaserade riktvärden för spridning till grundvatten och fri fas (PSRV-grundvatten, PSRV-fri fas) inom respektive delområden.

Källområden/delområden där PSRV-grundvatten överskrider		Parametrar som medför att skyddet av grundvatten inte bedöms vara acceptabelt. Baserat på medelhalt inom definierat område	Parametrar som medför att en skyddet mot fri fas inte bedöms vara acceptabelt. Baserat på medelhalt inom definierat område
VILLA	Villaområdet, källområde	Bly, zink, PAH-M, PAH-H, bensen, aromater >C10-C16, aromater >C16-C35	PAH-M, PAH-H
	Utanför källområden	-	-
PARK	Södra deponin, källområde	PAH-L, PAH-M, PAH-H, bensen, toluen, aromater >C10-C16, aromater >C16-C35	PAH-L, PAH-M, PAH-H, aromater >C10-C16, aromater >C16-C35
	Centrala deponin, källområde	PAH-L, PAH-M PAH-H, bensen, aromater >C10-C16, aromater >C16-C35	PAH-M, PAH-H
	Gasklockor, källområde	Bly, PAH-L, PAH-M PAH-H, bensen	-
	Utanför källområden	-	-
INDUSTRI	Verksamhetsområde, källområde	Cyanid total, cyanid fri, PAH-L, PAH-M, PAH-H, bensen, toluen, xylener, aromater >C10-C16, aromater >C16-C35	PAH-L, PAH-M, PAH-H, aromater >C10-C16, aromater >C16-C35
	Bangården, outlier (en punkt)	PAH-M, PAH-H, aromater >C10-C16, aromater >C16-C35	PAH-M, PAH-H
	Utanför källområden	-	-

Inom både villaområdet, parkområdet och industriområdet förekommer halter i jord som medför att grundvattnet 200 meter nedströms inte skyddas. Inom villaområdet utgörs dessa föroreningar av bly, zink, PAH, bensen, xylener och aromater (Tabell 37).

Inom parkområdet utgörs dessa föroreningar av bly, PAH, bensen, toluen och aromater. Inom industriområdet utgörs dessa föroreningar av cyanid (total och fri), PAH, bensen, toluen, xylener och aromater.

7.2.3.2 Risker för utlakning till grundvattnet utifrån POM-test

Att $TU_{SRC} > 1$ i POM-testet indikerar att riskerna är oacceptabla även för andra skyddsobjekt än markmiljö, så som spridning till grundvatten (Kleja & Enell, 2021). Beräkning av K_{OC} utifrån TOC och POM-test för ett av proverna visar att K_{OC} är mindre än de generellt antagna i riktvärdesmodellen (Tabell 23). Att utlakningen av PAH är mindre än de generella antagandena är vanligt för åldrade PAH-förorenade områden (Kleja & Enell, 2021). Risken för grundvattnet är dock fortfarande oacceptabel med tanke på att PAH-halterna är höga ($>FA$) i den aktuella punkten. Resultatet indikerar att innehållet av PAH i grundvattnet troligtvis är lägre än vad man kan anta när man endast bedömer risken för grundvattnet utifrån totalhalterna av PAH i jord. Eftersom halterna av PAH och andra föroreningar är så pass höga ($>MKM$ och $>FA$) görs antagandet att riskerna för grundvattnet inom källområdena är att betrakta som oacceptabla.

7.2.3.3 Konstaterad spridning till grundvattnet

Bland annat PAH, BTEX, alifater, aromater, cyanid, fenoler och kresoler har påvisats inom området (Bilaga 1 undersökningsrapport). PAH-L, PAH-M, alifater >C10-C12 och bensen medför (utifrån SPI, riktvärde inandning) oacceptabla hälsorisker vid inandning av ånga i byggnader. Detta inom verksamhetsområdet, gasklockorna och södra deponin.

Grundvattnet bedöms som kraftigt påverkat (VROM, intervention value, IV) med avseende på flertalet organiska parametrar (alifater, aromater, PAH) inom verksamhetsområdet, gasklockorna och södra deponin (Tabell 13 och Tabell 18).

I villaområdet är grundvattnet kraftigt påverkat med avseende på bensen. Avseende cyanid bedöms grundvattnet vara kraftigt påverkat inom verksamhetsområdet.

Att de föroreningar som påvisats i jord även har konstaterats i grundvattnet inom och utanför källområden tyder på att det sker en spridning till omgivande grundvatten.

I de två djupa grundvattenrören (23E22 och 23E23) placerade strax nordväst om källområden är grundvattnet relativt opåverkat. Endast alifater och cyanid påvisas, men inte över någon bedömningsgrund. Detta indikerar att den vertikala spridningen till djupare grundvatten i nordvästlig riktning troligtvis är begränsad, åtminstone i de undersökta punkterna och nivåerna (8–10 m u my). Detta kan troligtvis bero på förekomst av mindre genomsläppliga jordlager cirka 4–5 m u my respektive cirka 7 m u my, beroende på delområde enligt Tabell 4.

I grundvattenrör utanför definierade delområden har inga organiska föroreningar över laboratoriets rapporteringsgränser påvisats. Speciellt aromater och PAH har en begränsad spridning (Figur 27). Enbart cyanid (total) i nivå med rapporteringsgräns har påvisats utanför definierade delområden (21E29, belägen ca 100 meter sydväst om södra deponin). I 21E29 har även cyanid påvisats i jorden. Detta medför att den horisontella föroreningsspridningen i de naturliga jordlagerna bedöms vara relativt begränsad från området. Detta kan möjligtvis bero på att den största andelen av de vattenlösliga föroreningarna redan har lakat ut under många decennier.

Utifrån att det har påvisats halter långt över bedömningsgrunderna inom källområdena kan dock en spridning inte helt uteslutas.

7.2.3.4 Risk för förekomst av fri fas utifrån halter i jord och konstaterad fri fas

Halter av PAH och aromater överstiger den halt där fri fas riskerar att förkomma i marken (Tabell 37). Detta är fallet för både källområden inom villaområdet, södra deponin, centrala deponin och verksamhetsområdet. Fri fas av bland annat stenkoltjära har observerats inom södra deponin (se fotografier och fältprotokoll i Undersökningsrapporten i Bilaga 1). Inom verksamhetsområdet observerades fri fas av petroleumprodukter. Föroreningar i fri fas kan leda till en snabb spridning i stor omfattning.

7.2.3.5 Risker för ytvatten utifrån halter i grundvatten och konstaterad spridning

Risker för spridning till ytvatten föreligger (utifrån SPI, riktvärde ytvatten) med avseende på uppmätta halter av aromater >C10-C16 och >C16-C35, BTEX och/ PAH-L, -M och -H i grundvattnet. Halter som överskrider SPI:s riktvärde för ytvatten överskrider inom verksamhetsområdet, gasklockorna, södra deponin samt bangården.

Det har konstaterats förekomst av alifater, aromater, toluen, PAH i sedimentet från dagvattenbrunnarna samt bland annat alifater, toluen, PAH och cyanid i dagvatten i området (sammanställning i avsnitt 5.2.5 och 5.2.6). Detta indikerar att dagvattenledningarna utgör en spridningskälla, särskilt via ledningen som når Långakärr. I Långakärr påvisas PAH och cyanid total i både ytvatten och sediment. Detta indikerar att det sker en kontinuerlig spridning från det före detta gasverksområdet till Långakärr. Troligtvis finns fler källor annat än gasverket eftersom upptagsområdet för dagvattnet omfattar ett relativt stort område med både nutida och historiska potentiellt förorenande verksamheter.

Utifrån att effektbaserade bedömningsgrunder för sediment med avseende på PAH överskrider i Långakärr kan en negativ påverkan på sedimentlevande organismer inte uteslutas.

7.2.4 Sammanfattande riskbedömning

7.2.4.1 Risker för människors hälsa

Bedömningen baserat på de olika markanvändningarna är följande:

Halter av metaller och PAH inom villaområdet kan medföra oacceptabla hälsorisker. Exponering för halter som kan innebära hälsorisker kan ske vid intag av jord, hudkontakt med jord/damm, inandning av ånga samt intag av växter. Föroreningshalterna i den ytliga mulljorden är betydligt lägre än i fyllnadsmassorna under mulljorden. Halterna i mulljorden kan dock innebära en hälsorisk vid intag av växter som odlats i den. Arbets- och miljömedicin Syd (2024) bedömer att intag av jord och intag av odlade grödor är de viktigaste exponeringsvägarna, men även hudupptag är relevant att beakta för PAH. I deras utlåtande för villaområdet betonas särskilt att det finns oacceptabla risker för barn vid intag av jord. Arbets- och miljömedicin Syds slutsats är att behovet av marksanering är angeläget utifrån de risker som föreligger, särskilt för barn men även för vuxna. (Arbets- och miljömedicin Syd, 2024).

Halter av bly, PAH, aromater, bensen, toluen, xylener och alifater inom parkområdet kan medföra oacceptabla hälsorisker. Exponering för halter som kan innebära hälsorisker kan ske vid intag av jord, hudkontakt med jord/damm samt vid intag av växter.

Halter av PAH, bensen och xylener inom industriområdet kan medföra oacceptabla hälsorisker. Detta vid intag av jord, hudkontakt, inandning av damm samt inandning av ånga vid spridning till byggnaders inomhusluft.

Metaller och PAH i frukt och bär analyserades år 2019 inom villa- och parkområdet och halterna i dessa bedöms inte medföra oacceptabla risker. Det föreligger dock fortfarande osäkerheter avseende risker då mycket höga halter i jord påträffats och då det inte kunnat verifieras om frukt och bär plockats inom ett källområde vid provtagningen 2019. Bedömningen är således att exponering via intag av växter som odlats inom källområden kvarstår som aktuell exponeringsväg, detta utifrån att underlaget innehåller för stora osäkerheter och eftersom hanteringen av jorden bör undvikas i så stor utsträckning som möjligt för att undvika onödig exponering via bland annat hudkontakt och inandning av damm.

Inomhusluft innehåller inte halter som medför oacceptabla hälsorisker vid inandning. I dagsläget medför detta att vistelse i befintliga byggnader inte medför oacceptabla hälsorisker. Utifrån att framtida förändringar och byggnation inom såväl villaområde som industriområde inte ska förhindras av mark- och grundvattenföroreningar, kvarstår dock ett åtgärdsbehov med hänsyn till risker för ånginträngning.

7.2.4.2 Risker för miljö och spridning

Halterna i jord kan medföra en oacceptabel negativ påverkan på markmiljö för samtliga markanvändningar och även grundvattnet 200 meter nedströms. Detta utifrån att representativa halter i jord inom källområden överstiger PSRV för respektive markanvändning, vilket baseras på platsspecifika antaganden om bland annat exponering.

Utlakningen av PAH från massorna är dock utifrån POM-testet lägre än vad som antas i den generella riktvärdesmodellen. Detta beror sannolikt på att markföroreningen är gammal och att en stor utlakning redan har skett i över 50 år. Halten av PAH i markvattnet, inte den totala halten av PAH, utgör den faktiska exponeringen för markmiljön. Även för jord med PAH-halter som överstiger MKM bedöms PAH i markvattnet medföra minimal risk för markekosystemet (skydd för 95% av markekosystemet). Eftersom en stor del av jorden inom området är diffust påverkad av PAH (>MRR, i nivå eller strax över KM) innebär detta att dessa halter bedöms vara acceptabla för markmiljön.

Inom och i nära anslutning till källområden har förekommande föroreningar lakat ut till grundvattnet så att det bedöms vara kraftigt påverkat av bland annat aromater, BTEX, PAH och cyanid. Påverkan på grundvattnet är relativt begränsad till de delområden som definierats, inga halter som överstiger bedömningsgrunder har påträffats utanför delområdena.

Det har konstaterats förekomst av flertal föroreningar i vatten och sedimentet från dagvattenbrunnarna i området. I Långakärr som är recipient för dagvattnet påvisas PAH och cyanid total i både ytvatten och sediment. Detta indikerar att dagvattenledningarna utgör en spridningskälla till ytvattnet i Långakärr. Troligtvis finns fler källor än gasverket eftersom upptagsområdet för dagvattnet omfattar andra nutida och historiska potentiellt förorenande verksamheter. Det kan inte uteslutas att de uppmätta halterna av PAH i sedimentet i Långakärr har en negativ påverkan på sedimentlevande arter.

7.3 Behov av riskreducerande åtgärder

Sammanfattningsvis har det utifrån riskbedömningen konstaterats åtgärdsbehov för att reducera risker med avseende på:

- Hälsorisker med avseende på organiska ämnen (PAH, aromater, BTEX) och metaller, särskilt bly.
 - Exponering för halter som kan innebära hälsorisker kan ske vid intag av jord, hudkontakt med jord/damm, inandning av ånga samt intag av växter utifrån de exponeringsscenarioer som använts för att ta fram PSRV.
 - Akuta hälsorisker föreligger troligtvis inte vid enstaka intag, men säkerhetsmarginalen är inte särskilt stor i verksamhetsområdet med avseende på cyanid (total och fri).
- Risk för negativa effekter på grundvattnet nedströms kan inte uteslutas utifrån förekomsten av bly, PAH, BTEX, och aromater och cyanid.
- Risk för negativa effekter på markmiljön kan inte uteslutas utifrån förekomsten av bly, PAH, alifater, BTEX, och aromater och cyanid. POM-testet indikerar dock att PSRV för markmiljö är relativt lågt satt utifrån att utlakningen och därmed exponeringen är lägre än vad som antas i riktvärdesmodellen.

- Det sker troligtvis spridning via dagvattennätet till ytvattenrecipienter, speciellt ledningarna i Bruksgatan har potentiellt medfört en transport av föroreningar till Långakärr i naturreservatet Abullahagen.

För att reducera föroreningshalter i mark och grundvatten bedöms det finnas behov att åtgärda föroreningsförekomsten inom källområdena. I vissa av delområdena inom parkområdet och villaområdet förekommer även föroreningshalter utanför källområden som kan medföra oacceptabla hälsorisker. Detta vid en exponering via intag av jord, inandning av ånga och/eller intag av växter utifrån uppmätta halter bly och/eller PAH. Risk för negativa effekter på grundvattnet nedströms kan inte uteslutas utifrån de höga halterna som påträffats i grundvatten inom källområdena. Genomförda undersökningar har dock inte kunnat påvisa höga halter i grundvatten nedströms. Åtgärd av jord inom källområdena bedöms utgöra tillräcklig riskreduktion och åtgärd även med avseende på grundvatten. Avhjälpande åtgärder för att jord ovan grundvattenytan inom källområdena ska uppnå åtgärds mål, PSRV, bedöms utgöra ett minimum utifrån behov av riskreducering.

7.4 Rekommendationer gällande hantering av risker och markanvändningsrestriktioner

Utifrån riskkarakteriseringen ges följande rekommendationer om användningen av marken och vilka tillfälliga skyddsåtgärder som är lämpliga tills dess att föroreningshalterna reducerats i området:

- Inomhusluft, inandning av ångor
 - › Inga av de påvisade ämnena i inomhusluft överskrider riskbaserade acceptabla koncentrationer i luft (RISK_{inh}). Risken för hälsoeffekter bedöms därmed som liten vid vistelse i nuvarande provtagna byggnader.
 - › Det rekommenderas att inte uppföra byggnader inom eller i närheten av källområdena. Detta med hänsyn till risker för ånginträning av VOC till byggnader.
- Intag av växter
 - › Det rekommenderas att odling inte utförs i jord inom källområden för villaområde och parkområde.
 - Ätliga frukter, bär, grönsaker, rotsaker med mera bör inte plockas om de vuxit i jord inom källområdet. Hantering och grävning i jorden ska undvikas inom källområden.
 - Odling kan exempelvis ske i pallkragar med jord som inte kommer från området. Rötterna ska inte kunna komma i kontakt med jorden under, exempelvis används tät geotextil eller liknande. Det ska dock beaktas att eventuell damning från förorenad jord i omgivningen kan medföra att föroreningar deponeras på växterna.
 - Det är positivt om områdena bibehåller sin vegetation till dess att åtgärd genomförs eftersom detta minskar vinderosionen, damning och kontakten med jorden.

- Vid grävning, schaktning och arbeten inom källområdena kan det i dagsläget inte uteslutas oacceptabla risker. I det fall schaktning behöver ske innan efterbehandling av området utförts, rekommenderas att arbetsmiljöriskbedömning utförs. Bland annat behöver särskilt skyddsutrustning för att undvika hudkontakt och inandning av ångor och damm användas och det kan även bli aktuellt att begränsa allmänhetens tillgång till närområdet under det att schakt etableras.
- Då föroreningar har påträffats så är också gräv- och schaktarbeten anmälningspliktiga enligt 28 § i förordningen SFS 1998:899.

7.5 Osäkerheter och behov av vidare undersökningar

Dessa osäkerheter gällande föroreningssituation och riskbedömning bedöms vara viktigast:

- › Inom vissa källområden har det inte gjorts en avgränsning av förorening över aktuell bedömningsgrund i jord. Inför genomförande av åtgärd behöver åtgärdsområden ytterligare karaktäriseras och avgränsas mer noggrant. Vissa delar av undersökningsområdet har inte omfattats av undersökning eftersom bland annat byggnader, trafikerade vägar, ledningar, träd och staket har förhindrat provtagning.
- › I Figur 33 visas en karta med identifierade källområden inklusive osäkra områden där det inte skett någon undersökning men där anslutande punkter är påverkade.
- › Det har gjorts en uppskattning av mängd förorening inom respektive källområde, angivet som ett intervall. Eftersom provtagningen varit riktad/bedömningsbaserad och inte slumpmässig är uppskattningen osäker och troligtvis en överskattning. Vid en in-situ efterbehandling i form av bland annat injicering kan det finnas ett behov av att ge en mindre osäker och mer realistisk uppskattning av mängd förorening inom aktuella källområden. Detta för att lättare dosera injiceringen.
- › POM-testerna visar att föroreningen till stor del är åldrad och inte lakar ut i den utsträckning som antas i Naturvårdsverkets riktvärdesmodell. Detta har beaktats i riskbedömningen för markmiljö. Med tanke på detta kan det även finnas motiv att vidare undersöka hur lakbarheten ska styra vilka halter som faktiskt medför oacceptabla risker för grundvattnet. För att göra detta kan det behövas ytterligare POM-tester för att göra bedömningen mer säker. Det kan även vara motiverat med tester för biotillgänglighet /växtupptag och upptag i mag-tarmkanalen.
- › Det kan finnas andra källor till föroreningar (särskilt PAH) än det f. d. gasverket. Atmosfärisk deposition eller fyllnadsmassor från andra potentiellt förorenade objekt i Eslöv kan ha medfört att halterna är högre än normal bakgrundshalt. Generellt är området uppfyllt med cirka 1-2 meter massor som till stor del inte bedöms härröra från gasverket. Samtidigt överskrider det hälsoriskbaserade riktvärdet för PAH H, som är styrande för åtgärdsbehovet, inom stora delar av området, inklusive matjord utanför källområden. Det behöver göras en kostnad-nytta-bedömning av vilket riktvärde för PAH som är lämpligt att använda. Bedömningen behöver göras utifrån andra faktorer än risker.

- › Den kan finnas behov av ytterligare undersökningar av eventuell spridning till dricksvattenledningar inom området genom exempelvis provtagning och inventering av material kring ledningar samt vilket material ledningarna är gjorda av.



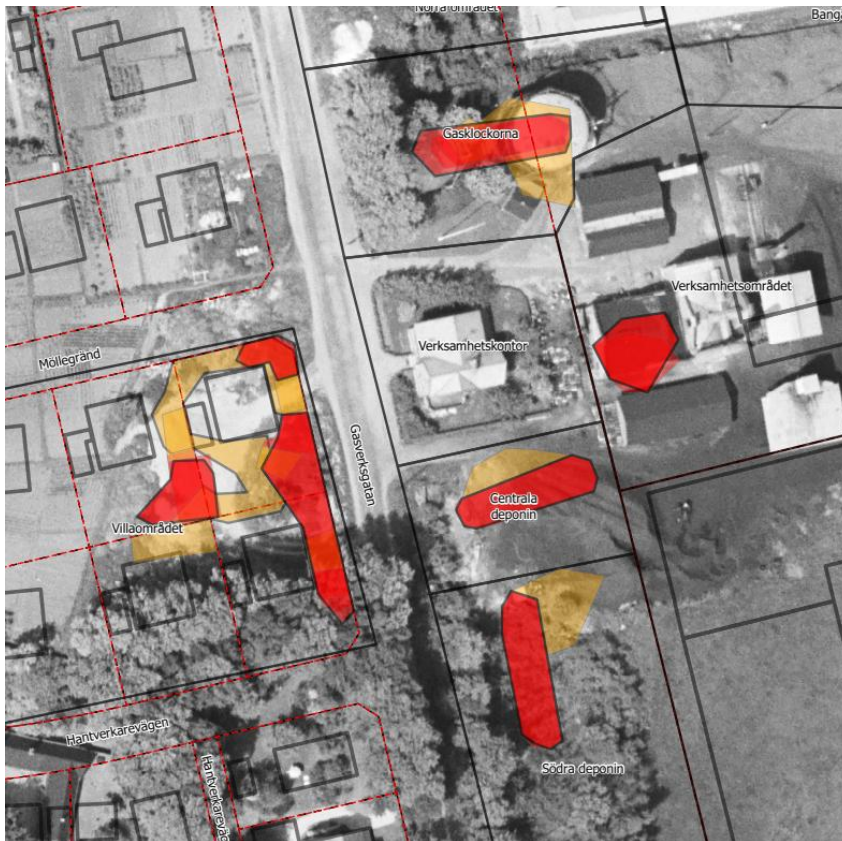
Figur 33. Källområden samt områden som ej undersökts.

8 ÅTGÄRDSUTREDNING

Inom ramen för genomförd riskbedömning har det konstaterats att föroreningsituationen i aktuellt område medför förhöjda risker vid exponering, vilket föranleder behov av riskreducerande åtgärder. I föreliggande åtgärdsutredning har olika alternativ för åtgärder tagits fram. Åtgärdsutredningen fokuserar främst på källområdena (Figur 34 och Figur 35).

Utanför källområdena bedöms generellt inte åtgärder krävas. För vissa av delområdena föreligger dock viss osäkerhet avseende källområdenas utbredning. Där så är fallet kan ytterligare undersökningar krävas för att avgränsa förorening inför åtgärdsskede. Beroende på val av åtgärds metod kan det bli aktuellt med kompletterande åtgärder för att säkerhetsställa att uppställda åtgärds mål uppfylls.

Utförd åtgärdsutredning baseras på framtagna övergripande åtgärds mål, konstaterad förorenings situation jämfört mot PSRV, riskbedömning samt bedömt behov av riskreduktion vilket beskrivs i huvudstudien.



Figur 34. Identifierade källområden som åtgärdsutredningen avser med flygfoto från 1958 som underlagskarta. Orangea ytor indikerar att påträffade halter överstiger riktvärde för MKM. Röda ytor indikerar att påträffade halter överstiger gränsvärde för FA.



Figur 35. Identifierade källområden som åtgärdsutredningen avser med nutida flygfoto som underlagskarta. Orangea ytor indikerar att påträffade halter överstiger riktvärde för MKM. Röda ytor indikerar att påträffade halter överstiger gränsvärde för FA. Vilka föreningar som har påträffats anges i orange (MKM) och röd text (FA).

8.1 Åtgärds mål

8.1.1 Övergripande åtgärds mål

Ett antal övergripande åtgärds mål har formulerats. Dessa mål anger vad som vill uppnås med efterbehandlingsåtgärder utifrån platsspecifika förutsättningar.

- Markföroreningar härrörande från den tidigare gasverksverksamheten ska inte förorsaka hälsorisker för människor som verkar, vistas eller bor inom aktuellt område. För de olika delområdena innebär det att:
 - › Marken inom område för industrimark ska kunna användas för sitt ändamål utan begränsningar på grund av föroreningar.
 - › Människor ska kunna vistas i parkområdet utan att exponeras för hälsofarliga föroreningshalter.
 - › Marken inom område för bostäder ska kunna utnyttjas för bostadsändamål utan att boende exponeras för hälsofarliga föroreningshalter.
- Markmiljön inom åtgärdsområde för den tidigare gasverksverksamheten ska uppfylla krav på ekologiska funktioner som behövs för den planerade markanvändningen.
- Risken ska vara liten för att grundvattenkvaliteten i omgivningen påverkas negativt på grund av spridning av föroreningar från den tidigare gasverksverksamheten.

Åtgärdsutredningen syftar till att ta fram möjliga åtgärdsalternativ för att uppfylla de åtgärds mål som har identifierats. Efterbehandlingen bör medföra reduktion av miljö- och hälsorisker så långt det är tekniskt möjligt och ekonomiskt rimligt. Utgångspunkten för val av metod utgår från perspektivet Best Available Technology (BAT). Detta innebär att bästa möjliga teknik ska användas vid en åtgärd, under förutsättning att den finns tillgänglig på marknaden och är ekonomisk och miljömässigt skälig. Metodernas klimat- och miljöpåverkan ingår också i värderingen. Åtgärdsutredningen utgör sedan ett underlag för riskvärderingen i vilken de olika alternativen jämförs mot varandra.

8.1.2 Mätbara åtgärds mål

Utifrån de övergripande åtgärds målen samt avsnitt 7 i aktuell rapport ska mätbara åtgärds mål tas fram. De mätbara åtgärds målen behöver anpassas till de åtgärds metoder som ska användas och tas därför fram i samband med eller efter att åtgärds metod valts. De ska konkret och mätbart beskriva vad som krävs för att uppnå de övergripande åtgärds målen. Minst ett och gärna flera mätbara åtgärds mål ska formuleras för varje åtgärd. De kan tex uttrycka vilken riskreduktion eller minskning av mängden föroreningar som krävs för att uppnå de övergripande åtgärds målen.

8.1.3 Principer vid formulering av åtgärds alternativ

I Naturvårdsverkets kvalitetsmanual (Naturvårdsverket, 2023) anges sex principer som bör tas hänsyn till vid formulering av åtgärds alternativ.

- Val av efterbehandlingsåtgärd bör utgå från vad som är miljömässigt, socialt och ekonomiskt hållbart.
- Andra åtgärds metoder än schakt och deponi ska beaktas vid val av åtgärd, och förordas i de fall det är tekniskt möjligt och ekonomiskt rimligt.

- Åtgärderna bör vara av engångskaraktär. Det vill säga, åtgärden bör säkra att acceptabla risker kan upprätthållas utifrån det markanvändning som området efterbehandlades till. Återkommande åtgärder ska inte behövas, annat än för att följa upp effekterna av åtgärden.
- Skador som kan uppstå under genomförandet ska vara mindre än de skador som totalt kan komma att orsakas av det förorenade området.
- Åtgärder bör väljas och genomföras så att intrånget i andra intressen blir så litet som möjligt, till exempel vad gäller natur- och kulturmiljövärden.
- Återställning efter avslutad åtgärd av det förorenade området bör göras på ett sätt som stödjer ekosystemtjänster och naturvärden i så stor utsträckning som möjligt, utifrån dess koppling till avhjälpandeåtgärder inom området.

8.1.4 Åtgärdsområden

Förslagsvis utgör samtliga källområden som angetts i huvudstudien åtgärdsområden. Vissa av källområdena (villaområde, centrala deponin och gasklockor) kan behöva avgränsas ytterligare för att exakt omfattning av åtgärdsområdena ska kunna definieras (se avsnitt 7.5). Avgränsning av källområdena bör kunna genomföras inom ramen för åtgärdsförberedelser.

Åtgärd föreslås i första hand omfatta jordmassor. Vid eventuell uppkomst av länshållningsvatten kommer även detta sannolikt kräva behandling innan det leds vidare. Då kraftigt förorenat grundvatten geografiskt är kopplat till källområdena föreslås ingen separat åtgärd för grundvattnet. Detta då halterna i grundvattnet bedöms minska till acceptabla nivåer på sikt om marken åtgärdas.

I Tabell 38 anges de områden som föreslås åtgärdas samt de skyddsobjekt som riskerna i dagsläget är oacceptabel för. Eftersom föroreningsspridningen även är diffus inom området anges ibland även resterande delen av delområdet, förutom källområdet. Detta innebär inte att hela delområdet ska åtgärdas utan att det krävs mer avgränsning och fler provpunkter för att osäkerheterna i bedömningen ska minska för den del av delområdet som ligger utanför källområdet. I Tabell 38 görs en mer detaljerad bedömning av åtgärdsbehovet inom respektive fastighet inom villaområdet.

Tabell 38. Åtgärdsområden och områden som ej bedöms behöva åtgärd. Baserat på representativa halter (90:e percentilen eller maxhalten, styrs av dataunderlaget, se riskbedömningen). Källområden har färglagts orangea. Skyddsobjekt som är styrande för åtgärdsbehovet anges även.

OMRÅDEN SOM FÖRESLÅS ÅTGÄRDAS OCH DE SKYDDSOBJEKT SOM RISKEN ÄR OACCEPTABEL FÖR:			BEDÖMNING AV OSÄKERHET I UTBREDNING OCH DATAUNDERLAG
INDUSTRI - OMRÅDE	Verksamhetsområde inom källområde djup 0-5,5 m	Risker för markmiljö, spridning till grundvatten och fri fas Risker för hälsa	Källområde. Utbredningen ej helt avgränsad, ingen provtagning under industribyggnad eller väg anslutande till källområde.
	Bangården, en punkt "outlier", djup 0,4-1 m	Spridning till grundvatten och fri fas, (ev. risker för markmiljö då PAH>FA) Risker för hälsa	En punkt (outlier inom banområdet)
PARK-OMRÅDE	Södra deponin inom källområde, djup 2-6 m	Spridning till grundvatten och fri fas Risker för hälsa	Källområde
	Centrala deponin inom källområde, djup 0,8-2 m	Spridning till grundvatten och fri fas, (ev. risker för markmiljö då PAH>FA) Risker för hälsa	Källområde. Utbredningen ej helt avgränsad, troligtvis större än den konstaterade.
	Gasklockor inom källområde djup 1-5,5 m	Spridning till grundvatten och fri fas, (ev. risker för markmiljö då PAH>FA) Risker för hälsa	Källområde. Utbredningen ej helt avgränsad, troligtvis större än den konstaterade.
	Ytlig jord inom parkområde	Risker för hälsa	Åtgärd bör utföras utifrån rutnätsklassningen.
PARK/INDUSTRI - OMRÅDE	Norr om verksamhetsområde (både inom park och industri, punkt över PSRV belägen inom park)	Risker hälsa (en punkt)	Utanför källområde, men till viss del påverkat. Ytterligare provtagning krävs för att osäkerheterna kring utbredning och representativa halter ska minska. Stora delar av området kan ev. lämnas utan åtgärd om en mer detaljerad avgränsning görs.
VILLA-OMRÅDE	Villaområde inom källområde för djup 0,2-2 m	Spridning till grundvatten och fri fas, (ev. risker för markmiljö då PAH>FA) Risker för hälsa	Källområden. Utbredning ej helt avgränsad, ej undersökt under byggnader och under anslutande trottoar/väg.
	Villaområde inom källområde för djup 2-4 m	Spridning till grundvatten och fri fas Risker för hälsa	
	Villaområde utanför källområde	Risker för hälsa	Ytterligare provtagning kan behövas för att osäkerheterna kring utbredning ska minska. Fyllnadsmassor och mulljord som troligtvis inte endast härrör från gasverket finns i ett större område, där PSRV-hälsa avseende PAH-H överskrids.
	Ytlig jord inom villaområde	Risker för hälsa	
ÖVRIGT	Övriga punkter som inte är inom delområden	Risker för hälsa (en punkt)	Utanför källområde, men till viss del påverkat. Ytterligare provtagning krävs för att osäkerheterna kring utbredning och representativa halter ska minska. Diffus spridning i hela gasverksområdet.
OMRÅDEN SOM INTE FÖRSLÅS OMFATTAS AV ÅTGÄRD:			
INDUSTRI - OMRÅDE	Verksamhetsområde utanför källområde	-	-
	Bangården utanför källområde	-	-
PARK-OMRÅDE	Södra deponin utanför källområde	-	-
	Centrala deponin utanför källområde	-	-
	Gasklockor utanför källområde	-	Stora delar av området kan ev. lämnas utan åtgärd om en mer detaljerad avgränsning görs - få prover har tagits av ytlig jord 0-2 m u my (annat än mulljord).
	Verksamhetskontor	-	-

Tabell 39. Bedömning av åtgärdsbehov utifrån en sammanfattning av föroreningsituationen inom respektive fastighet inom villaområdet. Förkortningar: riktvärde för känslig markanvändning (KM) så som bostadsområde och riktvärde för mindre känslig markanvändning (MKM) så som industriområde. Gränsvärde för farligt avfall (FA). Meter under markytan (m u my). Polycykliska aromatiska kolväten (PAH).

Fastighet	Bedömning av fyllnadsmassors djup, kortfattat om föroreningsituation samt bedömning av åtgärdsbehov och åtgärdsområde
Doppingen 9	Fyllnadsmassor ned till cirka 1,7-2 m utifrån de två punkter som undersökts. Enstaka inslag av tegel och organiskt material. Inga indikationer på att massorna kommer från gasverket. I en av punkterna 24E02 påträffas PAH-H strax överskridande riktvärde för KM i yttlig jord. Risken för hälsoeffekter är låg inom fastigheten och det bedöms inte finnas något åtgärdsbehov, ingen del av fastigheten återfinns inom bedömt källområde.
Doppingen 10	Fyllnadsmassor ned till maximalt 3,8 m utifrån de sju punkter som undersökts. Fyllnadsdjupet är lägre i norra och västra delen av fastigheten. Betydande inslag av slagg, tegel, kol, metall och organiskt material i fyllnadsmassor, härrör troligtvis helt eller delvis från gasverket. I punkterna 24E05, 23E18 och 23E25 i sydöstra hörnet av fastigheten påträffas PAH och aromater över gränsvärdet för FA. PAH-halter över FA påträffas 0,2-3,8 m u my. Det finns även metaller, bensen och alifater som överstiger riktvärden för KM i en provpunkt 23E18. Det kan inte uteslutas oacceptabla hälsoeffekter och det bedöms därmed finnas ett åtgärdsbehov. Speciellt den östra delen av fastigheten bedöms utgöra del av källområde.
Doppingen 1	Fyllnadsmassor ned till maximalt 5 m utifrån de sju punkter som undersökts. Fyllnadsdjupet är som störst i den södra delen av fastigheten och omkring 2,5-3 meter i övriga undersökta delar. Betydande inslag av tegel, kol, metall, betong, kol, aska, papp, organiskt material, slagg och glas, härrör troligtvis helt eller delvis från gasverket. I provpunkterna 23E21, 23E08 och 23E10 påträffas PAH över gränsvärdet för FA. PAH-halter över FA påträffas 0,2-3 m u my. Det finns även metaller, bensen och aromater som överstiger riktvärden för KM i flertalet provpunkter. Det kan inte uteslutas oacceptabla hälsoeffekter inom stora delen av fastigheten och det bedöms därmed finnas ett åtgärdsbehov. Större delen av fastigheten bedöms utgöra del av källområde.
Doppingen 2	Fyllnadsmassor ned till maximalt 2,5 meter utifrån de tre punkter som undersökts i den östra delen av fastigheten. Betydande inslag av tegel, papp, gummi, glas, kol, organiskt material, aska, härrör troligtvis helt eller delvis från gasverket. Zink är dock inte en branschtypisk förorening. I punkterna GA26, 24E12 och 24E13 påträffas PAH och zink över gränsvärdet för FA. PAH-halter över FA påträffas 0,3-1 m u my. Det finns även metaller och aromater som överstiger riktvärden för KM i flertalet punkter. Det kan inte uteslutas oacceptabla hälsoeffekter inom den undersökta delen av fastigheten och det bedöms därmed finnas ett åtgärdsbehov. Den norra och östra delen av fastigheten bedöms utgöra del av källområde.
Doppingen 4	Fyllnadsmassor ned till 2 m utifrån de två punkter som undersökts. Enstaka inslag av tegel och kol. Inget tecken på att massorna kommer från gasverket. I båda provpunkterna 24E14 och 24E15 påträffas PAH-H strax överskridande riktvärde för KM i yttlig jord samt ned till 1,6 m u my. Risken för hälsoeffekter är låg inom fastigheten och det bedöms inte finnas något åtgärdsbehov, ingen del av fastigheten återfinns inom bedömt källområde.
Doppingen 3	Fyllnadsmassor ned till maximalt 3,5 m utifrån de fyra punkter som undersökts inom fastigheten. Enstaka inslag av tegel, glas, kol och metall. Påverkade fyllnadsmassor i den norra delen av fastigheten härrör troligtvis delvis eller helt från gasverket. PAH-halter över riktvärde för MKM påträffas 3-3,5 m u my i den norra delen av fastigheten. Även metaller och aromater som överstiger riktvärden för KM påvisas i 24E19 i den norra delen av fastigheten. I den södra delen av fastigheten påvisas främst PAH-H över riktvärdet för KM i jord 0-2 m u my. Fastigheten bedöms ligga i utkanten av källområdet. Förorening i halter över riktvärde för MKM förekommer på större djup inom den norra delen av fastigheten men risker kan inte helt uteslutas i yttlig jord då PAH har påvisats över riktvärde för KM i den södra delen av fastigheten. Det kan finnas ett behov av åtgärder inom vissa delar av fastigheten.

8.2 Platsspecifika förutsättningar

Styrande föroreningar samt områdets utformning, användning och nivå under markytan beaktas i utredningen. Vid det före detta gasverket i Eslöv gäller följande förutsättningar, kort sammanfattat från huvudstudiens tidigare delar:

- Inom det tidigare området för gasverket har följande föroreningar i någon eller flera provpunkter påvisats över riktvärdet för KM, MKM respektive FA (Tabell 40):

Tabell 40. Föroreningar som i någon punkt inom området påvisats över riktvärdet för KM/MKM respektive FA.

Ämnesgrupper	>KM -<MKM	>MKM - <FA	>FA
Metaller	Arsenik, barium, bly, kadmium, koppar, krom, kvicksilver, zink	Arsenik, barium, bly, zink	Zink
Cyanid	Cyanid total, cyanid lättillgänglig	Cyanid total, cyanid lättillgänglig	-
Organiska föroreningar i form av PAH, alifatiska och aromatiska kolväten	PAH-L PAH-M, PAH-H, alifater >C5-C16; >C12-C16; >C16-C35; aromater >C8-C10; >C10-C16; >C16-C35	PAH-L PAH-M, PAH-H, alifater >C5-C16; >C12-C16; >C16-C35 Aromater >C8-C10; >C10-C16; >C16-C35	PAH-L, PAH-M, PAH-H, Aromater >C10-C16; >C16-C35
Övriga organiska föroreningar	Bensen, xylen, toluen, etylbensen (BTEX) Summa fenol och kresol	Bensen, xylen, toluen (BTEX) Summa fenol och kresol	-

- Det har identifierats ett antal källområden för där föroreningarna medför ett åtgärdsbehov. Föroreningstyper, massornas karaktär, djup och utbredning varierar beroende på källområde. I Tabell 41 är volymen för källområdena grovt uppskattade. Se Figur 35 för bedömd utbredning av källområden.

Tabell 41. Grov uppskattning av volym för respektive källområde.

Källområde	Bedömt djup (m u my)	Mäktighet (m)	Area (m ²)	Volym (m ³)	Föroreningar som medför åtgärdsbehov, baserat på PSRV och representativa halter
Villaområdet	0,2-2	1,8	400	720	Metaller inkl. bly, PAH-M, PAH-H, bensen, aromater >C10-C16, >C16-C35
	2-4	2	200	400	
Södra deponin	2-6	4	565	2260	PAH-L, PAH-M, PAH-H, bensen, toluen, xylen
Centrala deponin	0,8-2	1,2	220	264	Cyanid total, PAH-L, PAH-M, PAH-H, alifater >C16-C35, aromater >C8-C10, >C10-C16, >C16-C35
Centrala deponin, möjlig utbredning			470	564	
Gasklockorna	1-5,5	4,5	270	1215	Bly, PAH-L, PAH-M, PAH-H, alifater >C12-C16, aromater >C8-C10
Gasklockorna, möjlig utbredning			420	1890	
Verksamhetsområdet	0-5,5	5,5	130	715	Cyanid total, cyanid lättillgänglig, PAH-L, PAH-M, PAH-H, bensen, toluen, xylen, aromater >C8-C10, >C10-C16, >C16-C35
Bangården (outlier, en punkt, åtgärdas men undersöks ytterligare)	0,4-1	0,6	10	6	PAH-M, PAH-H, aromater >C10-C16, >C16-C35
Total volym massor med åtgärdsbehov:				5574 m³ konstaterat förorenade massor som kräver åtgärd för att riskerna ska vara acceptabla Potentiellt ungefär 1000 m³ möjlig vidare omfattning, när man räknar in de områden där det finns en misstanke men där undersökning/avgränsning ej utförts	

- Föroreningshalterna av framför allt PAH och aromater är så omfattande att dessa föroreningar förekommer i fri fas, vilket har observerats inom källområdena. I källområde för villaområde förekommer främst ett relativt poröst svart avfall. I södra deponin består avfallet av poröst material men till stor del även stenkolstjära.

I verksamhetsområdet karaktäriseras avfallet av blå- (cyanid) och svartfärgade massor med oljeskimrande föroreningar, detta delområde är även mer vattenmättat relativt de övriga källområdena då grundvattenytan är närmre belägen markytan än i övriga områden. Även i centrala deponin är massorna färgade blått och svart, men inte i lika stor omfattning som inom källområde för verksamhetsområdet.

- Inom och i nära anslutning till källområden har förekommande föroreningar lakat ut till grundvattnet så att det bedöms vara kraftigt påverkat. Påverkan på grundvattnet är relativt begränsad till de delområden som definierats. Inga halter som överstiger bedömningsgrunder har påträffats utanför delområdena.
- Grundvattenytan är belägen mellan 1,6–4,4 m u my. Förorenade massor och förorenat grundvatten förekommer både inom den omättade och mättade zonen. Grundvattenströmningen i jordakvifären sker inom området mot nordväst.
- De föroreningar som medför ett åtgärdsbehov har varierande egenskaper. Metaller, oorganiska ämnen (cyanid), LNAPL och DNAPL har olika spridningssätt, inbindning till markpartiklar, persistens och giftighet.
- Generellt i aktuellt undersökningsområde utgörs det översta marklagret av fyllnadsmassor av varierande karaktär och genomsläpplighet:
 - › Fyllnadsmassor, som mest observerade ned till 3,8 m u my, bestående av grusig sand, sandigt grus, med inslag av bland annat mull, sten, silt, beroende på delområde och djup.
 - › Naturliga jordarter i form av sandig morän med inslag av grus, silt eller lera.
 - › Vid ett större djup, ca 4–7 m u my beroende på delområde, förekommer moränlera för vilken genomsläppligheten bedöms vara låg. Bedömning av jordart utförd till maximalt 7,3 m u my.
 - › Berggrunden är belägen cirka 20 till 50 m u my, jordlagret är som mäktigast i den västra delen av undersökningsområdet.
- Marken inom källområden i villaområde är delvis bebyggd. Föroreningssituationen under byggnaderna i så väl villaområdet som industriområdet är dock inte känd, då undersökning under byggnader har ej kunnat genomföras.
- Framkomlighet vid schaktning/borrning/injektering med mera begränsar vilka områden som kan undersökas och efterbehandlas.
 - › Framkomligheten begränsas av byggnader och träd.
 - › Den täta bebyggelsen medför risker för sättningsskador på byggnader och vägar. Vissa åtgärder kan leda till stabilitetsproblem, ex. vid in situ¹² behandling inom källområden med stor föroreningsmängd kan marknivån sjunka kraftigt. Vid schaktning behöver

¹² Behandling av förorenade medier direkt i marken, utan att de förflyttats från sitt ursprungliga läge genom schaktning.

särskilda skyddsåtgärder vidtas för att marken utanför schaktområdet inte ska röra på sig.

- › Det finns ledningar inom och i anslutning till åtgärdsområdet för VA (dricksvatten, spillvatten, dagvatten), hög- och lågspänningsledningar för el (högspänning genom/nära vissa källområden, exempelvis emellan verksamhetsområde och centrala deponin), fjärrvärme och fiber. Säkerhetsavstånd bör framför allt hållas till trycksatta vattenledningar och högspänningsledningar, om det inte anses motiverat att tillfälligt flytta dem.
- Under åtgärdsfasen behöver det beaktas att människor och industritillverkning kan påverkas i stor omfattning:
 - › Boende i åtgärdsområde inom villaområdet kommer troligtvis påverkas i stor omfattning vid en åtgärd eftersom villorna och trädgårdarna helt eller delvis är belägna inom källområde med stort djup.
 - › Industriområdet innefattar bland annat en tillverkningsindustri och lagring av bilglas som är känslig för vibrationer.
 - › Boende och verksamma i närheten kan störas av buller och trafik. Vid en eventuell schaktning i källområden, kan detta även påverka luftkvaliteten i området i form av en ökad spridning av lukt och potentiellt hälsofarliga ångor och partiklar (damning), om inte skyddsåtgärder tillämpas.

8.3 Inledande metodanalys för samtliga åtgärdsområden

I detta avsnitt görs en första utvärdering av vilka åtgärder som potentiellt kan vara lämpliga för det aktuella området. Angreppssättet utgår ifrån åtgärder som antingen reducerar källföroreningen eller exponeringen. Informationen är till stor del hämtad från *Åtgärdsportalen* (SGF, 2023).

Utgångspunkten vid val av åtgärd är enligt Naturvårdsverkets (2023) kvalitetsmanual att åtgärden/åtgärderna ska vara av engångskaraktär. Miljörisker och hälsorisker ska även reduceras så långt det är tekniskt möjligt och ekonomiskt rimligt. Bästa tillgängliga teknik (BAT) bör användas om det inte medför orimliga kostnader i förhållande till riskreduktionen. Ytterligare en utgångspunkt är att åtgärder bör genomföras så att området inte återförorenas på grund av spridning från delar där åtgärder inte genomförts.

Naturvårdsverket delar in efterbehandlingsåtgärder i *reduktion av föroreningskällan* och *skyddsåtgärder*. I reduktion av föroreningskällan sker en faktisk minskning av föroreningshalterna medan skyddsåtgärder endast minskar spridnings- och exponeringsriskerna (Naturvårdsverket, 2009a).

Övergripande åtgärdsmetoder som inledningsvis beaktas är följande:

- Reduktion av föroreningskällan:
 - Fysisk massreduktion
 - borttagning/schaktning av förorenad jord
 - destruktion av föroreningar ex situ¹³
 - extern deponering av förorenade massor
 - separation eller koncentration av föroreningar ex situ eller in situ¹
 - separation eller koncentration av föroreningar in situ, ex. termisk avdrivning, extraktion.
 - behandling på plats av förorenat vatten
 - Massreduktion in situ
 - destruktion av föroreningar in situ, kemiskt eller biologiskt
- Skyddsåtgärder:
 - fastläggning av föroreningar
 - inneslutning av föroreningar in situ
 - administrativa åtgärder

I Tabell 42 listas de föroreningar som är styrande för åtgärdsbehoven och vilka övergripande angreppssätt som bedöms fungera för att reducera föroreningen till acceptabla nivåer. Vissa av ämnesgrupperna kan brytas ned in situ (lättillgängliga cyanider samt lågmolekylära aromater och PAH) medan vissa inte kan åtgärdas annat än med urschaktning av de aktuella massorna alternativt inneslutning (metaller samt högmolekylära aromater). I Tabell 43 återfinns en mer detaljerad utvärdering av vilka metoder som är lämpliga utifrån de övergripande förutsättningar som råder på platsen.

Tabell 42. De övergripande angreppssätten som bedöms vara lämpliga för respektive ämnesgrupp som det finns ett åtgärdsbehov för.

Ämnesgrupper med åtgärdsbehov:	Övergripande angreppssätt som kan åtgärda ämnesgruppen:
Metaller: främst Pb	- Reduktion av föroreningskällan: schaktning, deponering - Skyddsåtgärder: inneslutning
Cyanider: total och lättillgänglig	- Reduktion av föroreningskällan: schaktning, deponering, destruktion/nedbrytning (speciellt för fri cyanid, även cyanidsalter kan brytas ned i viss omfattning beroende på förutsättningar) - Skyddsåtgärder: inneslutning
Organiska föroreningar: PAH, alifater och aromater i tyngre fraktioner	- Reduktion av föroreningskällan: schaktning, deponering - Skyddsåtgärder: inneslutning, fastläggning
Organiska föroreningar: PAH, alifater och aromater i lättare fraktioner. Inkluderar bland annat PAH L och aromater i form av BTEX, fenol och kresol	- Reduktion av föroreningskällan: schaktning, deponering, destruktion/nedbrytning in situ/ex situ, behandling av förorenat vatten

¹³ in situ: behandling direkt i marken utan föregående schaktning av massor. Ex situ: behandling sker av uppgrävda massor eller uppumpat grundvatten.

Tabell 43. Inledande alternativanalys av möjliga åtgärdsalternativ. De metoder som redovisas i denna tabell är de som inledningsvis bedömts lämpliga utifrån SGF (2023) samt aktuell jordart. De metoder som tas med för fortsatt övervägande har grönmarkerats. De metoder som inte bedöms helt lämpliga har markerats gula och röda.

Angrepp	Metod		Omättad zon		Grundvatten / mättad zon		Metod för fortsatt övervägande (Ja/Nej) och kort motivering
			in situ	ex situ	in situ	ex situ	
Fysisk massreduktion	Schaktning och behandling ex situ	Termisk behandling		x		x	Ja. Dock är schaktning besvärlig/kostsam på större djup, vissa åtgärdsområden går ned till 5 m u my. Det krävs sannolikt en spont för djupare schaktning.
	Schaktning och extern deponering	Deponering		x		x	
	Grävborrning och behandling ex situ	Kellyborrning och termisk behandling		x		x	Ja. Särskilt bra för att kunna schakta på större djup under grundvattenytan.
	Grävborrning och extern deponering	Kellyborrning och deponering		x		x	
	Ventilation in situ	Flerfasextraktion	x		x		Nej, inte lämplig för PAH som generellt är styrande för åtgärdsbehov i många punkter.
	Termisk behandling in situ (avdrivning och behandling ex situ)	Elektrisk resistivitets-uppvärmning (ERH)	x		x		Nej. För flera föroreningar krävs högre temperaturer än ERH uppnår.
		Termisk konduktiv uppvärmning (TCH)	x		x		Ja. Dock kan bli problematiskt med markförlagda installationer, byggnader och ledningar inom i närområdet.
	Jordtvätt			x		x	Nej. Bedöms finnas stor andel finare fraktioner vilket minskar lämpligheten för metoden.
Massreduktion - nedbrytning in situ	Kemisk oxidation in situ (injektering)	Permanganat			x		Ja. Vissa risker med potentiellt mer rörliga nedbrytningsprodukter för PAH (oxy-PAH) samt metaller.
		Fentons reagens			x		
		Persulfat			x		
	Växtsanering		x				Nej. Ej huvudåtgärd, och ej lämplig för källområde. Halter bedöms vara för höga och behandlingstiden för lång för källzoner.
Biologisk behandling in situ	Biostimulering (förstärker redan pågående processer) eller bioaugmentering där anpassade mikroorganismer tillsätts	x		x		Sannolikt nej. Tillämplig för föroreningar som är biologiskt nedbrytbara. Högmolekylära föroreningar så som PAH-H bedöms vara mycket svårnedbrytbara.	
Inneslutning	Fysisk inneslutning	Barriärteknik			x		Nej. Används främst för att förhindra en plym från att spridas och inte att behandla källområden.
		Inneslutning			x		Eventuellt som en delåtgärd på större djup. Begränsar dock markens användning och kräver även långsiktig övervakning för att säkerställa effektivitet. I första hand bör metoder som avlägsnar förorening prioriteras.
		Övertäckning			x		Eventuellt. Dock mindre lämplig inom bostadsområdet då en höjning av markytan invid befintliga byggnader samt svårt att säkerställa effektivitet av övertäckningen över tid. I första hand bör metoder som avlägsnar förorening prioriteras.
	Fysisk/kemisk inneslutning	Stabilisering/solidifiering	x				Eventuellt, även om föroreningskällor bestående av en blandförorening där även flyktiga föroreningar förekommer kan göra metoden olämplig.
Skydds-åtgärder	Administrativa skyddsåtgärder	Begränsningar i detaljplan					Nej – då det finns metoder som möjliggör massreduktion ska dessa i första hand avvägas. Dessa åtgärder kan användas för att komplettera huvudåtgärd eller i väntan på efterbehandlingsfasen. Detta för att minska de direkta riskerna inom området innan en åtgärd genomförs.
	Tekniska skyddsåtgärder	Byggnadstekniskt, Ventilationslösningar Åtgärder avseende inomhusluft					

Det förekommer både metaller, relativt nedbrytbara organiska föroreningar samt svårnedbrytbara organiska föroreningar inom området. Utöver detta förekommer flertalet organiska föroreningar även i fri fas, vilket gör dem ytterligare resistenta mot nedbrytning in situ. Det förekommer även cyanider. Det kan samtidigt konstateras att djupet för vissa av källzonerna (ned till 6 m u my) och närliggande byggnation medför att metoder som innefattar uppschaktning av jordmassor kan vara tekniskt svåra, om än inte omöjliga, att genomföra om inte byggnader rivs.

Därtill behöver länshållningsvatten¹⁴ troligtvis hanteras vid schakt eftersom källområdena delvis förekommer inom den mättade zonen. Troligtvis medför detta att flera olika åtgärds tekniker kan behöva tillämpas för att nå åtgärds målen.

De metoder som kommer beaktas vidare i åtgärdsutredningen är de grönmarkerade i Tabell 43. Den metod för fysisk massreduktion som kommer behandlas vidare är termisk behandling in situ eller ex situ och schaktning och behandling/extern deponering. För vissa delar av området skulle det även kunna vara relevant att behandla uppschaktade massor genom termisk behandling för att undvika deponering. Detta är något som kan beaktas i ett senare skede i de åtgärdsförberedande undersökningarna och utreds inte vidare i föreliggande åtgärdsutredning.

Den metod för nedbrytning in situ som kommer behandlas vidare är kemisk oxidation. Denna metoder bedöms som möjlig för att reducera förorening inom källområdena. Metoderna bedöms vara tillgängliga och mer eller mindre väletablerade på marknaden.

Fysisk/kemisk inneslutning har gulmarkerats i Tabell 43. Att enbart använda stabilisering eller inneslutning av förorening som åtgärds metod bedöms inte uppfylla åtgärds målen på lång sikt. Detta då det finns för stora osäkerheter i metodens effekt över tid, speciellt med avseende på svårigheterna att stabilisera flyktiga och lättlösliga föroreningar. Metoden utreds därför inte vidare i åtgärdsutredningen. Inneslutning kan dock fortsatt vara relevant som kompletterande åtgärd för att hantera eventuell metallförorening i områden om en åtgärd in situ tillämpas. Detta då in situ i form av termisk behandling och kemisk oxidation inte åtgärdar metaller. Detta är något som kan beaktas i ett senare skede i de åtgärdsförberedande undersökningarna och utreds inte vidare i föreliggande åtgärdsutredning.

8.4 Beskrivning av relevanta åtgärds metoder

I detta stycke beskrivs principerna för bedömt lämpliga metoder kortfattat. Vid val av åtgärdsalternativ för utvärdering kan dock ett alternativ utgöras av en åtgärd eller en kombination av flera åtgärder. Om inget annat anges är informationen hämtad från SGF (2023)

8.4.1 Schaktning och deponering/behandling

Schaktning är en välbeprövad metod för att efterbehandla förorenade områden. Metoden är principiellt enkel och innebär att förorenade massor schaktas ur med grävmaskin och antingen transporteras till mottagningsanläggning eller behandlas på plats. Omfattningen av schaktarbeten kan enkelt anpassas utifrån källzoner och vilka halter som vill uppnås. En fördel med metoden är att den fungerar på de flesta föroreningar och avlägsnar föroreningar från området och på så sätt minskar risken där. Metoden innefattar inga stora osäkerheter om området är väl undersökt och det är kartlagt vart föroreningar förekommer. En nackdel med schaktsanering är att föroreningar inte alltid destrueras utan att ”problemet” bara flyttas till en annan plats (deponi). Ytterligare nackdelar är stora utsläpp kopplat till transporter av massor, svårigheter och fördröjande om föroreningar återfinns på större djup och/eller under grundvattenytan.

¹⁴ inträngande grundvatten i schakt

Schaktning kan även kombineras med olika typer av extern hantering. Det som bedöms aktuellt i detta fall är termisk behandling på extern anläggning. Där hettas massorna upp för att uppnå en så pass hög temperatur så att förorening förångas och kan samlas upp och destrueras.

8.4.1.1 Kellyborrning (grävborrning)

Sanering kan även tänkas utföras med så kallad kellyborrning (även kallat grävborrning), vilket är en typ av schaktsanering. Denna metod har använts internationellt i saneringsändamål och genomförs med hjälp av en kraftfull borrhör med stor diameter (0,6-2,3 m), vilken kan användas i alla typer av jordar ner till mycket stora djup. Borrningen genomförs innanför foderrör med en större jordskruv ovan grundvattenytan och en borrhink under grundvattenytan. Då maskinen är tung (100-150 ton) behöver ytlig jord schaktas av och en arbetsbädd anläggs. Varje upptagen borrhörslängd kan initialt klassas okulärt av miljökontrollant på plats varefter borrhålen återfylls med lämpligt krossmaterial. På så vis möjliggörs schaktsanering under grundvattenytan utan omfattande spontning och stora djup kan uppnås utan större svårigheter. Metoden kräver dock stora maskiner vilket medför buller och vibrationer. Metoden är också att betrakta som dyr (Relement, 2021-12-03).

8.4.2 Termisk behandling in situ

Termisk behandling av förorenad jord och grundvatten genomförs genom att det förorenade mediet värms upp tills förorening avgår i gasfas. Gaserna samlas upp genom att de extraheras från jorden (porgasextraktion). Efter uppsamling behandlas gasen i en gasreningsanläggning. Olika metoder för uppvärmning kan användas och kan uppnå olika temperaturer. En termisk konduktiv uppvärmning (TCH) kan nå upp till 500 grader Celsius. Temperaturen som krävs beror på vilken förorening som behöver avlägsnas.

Fördelar med metoden är att föroreningar avlägsnas från marken på relativt kort tid. Metoden används vanligen inom källzoner. Den vanligaste föroreningstypen där metoden används är för klorerade lösningsmedel och det finns få exempel där metoden använts för att behandla PAH. En nackdel med metoden är att jord under grundvattenytan kan vara svårare att behandla då inströmmande grundvattnet har en kylande effekt. Vid behov av höga temperaturer kan strukturer i marken såsom ledningar försvåra utförandet. Metoden fungerar ej för att avlägsna metaller såsom bly (Pb).

8.4.3 Kemisk oxidation

Kemisk oxidation är en efterbehandlingsmetod som fungerar genom att ett kemiskt oxidationsmedel injiceras i marken vilket bryter ner föroreningar. Syftet är att föroreningarna ska brytas ner till mindre farliga nedbrytningsämnen. Metoden är främst tillämpningsbar för källzoner under grundvattenytan. I de fall föroreningarna är bundna till partiklar i jorden kan tillsats av ytaktiva ämnen användas för att först frigöra föroreningarna. Detta möjliggör nedbrytning av oxidationsmedlet. Injicering sker genom injektionsrör i marken. Innan injicering blandas oxidationsmedlet för att därefter pumpas ner i marken genom rören.

En fördel med metoden är att den fungerar på ett brett spektrum av föroreningar och kan fungera relativt snabbt. Metoden bryter även ned föroreningen så att den avlägsnas permanent. Beroende på val av oxidationsmedel kan stora risker med saneringsfasen förekomma vilket kan kräva höga krav på säkerhet.

Det kan även finnas risk för ökad mobilitet av föroreningar under behandlingstiden och det är därav viktigt med god kunskap om områdets hydrogeologiska förhållanden och att övervakning sker. Metoden bedöms fungera på PAH, cyanid, BTEX och oljekolväten. Metoden kan inte avlägsna förorening i form av metaller (såsom exempelvis bly). Vid sanering av Kolkajen i Stockholm fungerade metoden för såväl fri fas tjära som bensen (Stockholm Stad, 2023).

8.5 Fördjupad metodanalys

I Tabell 44 presenteras de åtgärdsalternativ som föreslås utredas vidare. Samtliga åtgärdsalternativ har i åtgärdsutredningen bedömts vara tekniskt möjliga att genomföra utifrån platsspecifika förutsättningar så som geologi etc. För flertalet av alternativen har en uppdelning gjorts mellan den omättade zonen och den mättade zonen. Då de olika källområdena skiljer sig åt anges även en bedömning av åtgärdsalternativens lämplighet för respektive källområde i Tabell 45. Inget av alternativen innefattar rivning av byggnader eller schakt/grävborrning under byggnader. Samtliga av åtgärdsalternativen bedöms kunna uppfylla åtgärdsmålen.

Tabell 44. Åtgärdsalternativ som utvärderas i riskvärderingen.

Åtgärdsalternativ	Förkortning
Nollalternativet	Alternativ 0
Konventionell urschaktning med spontning under grundvattenytan. Extern deponering för samtliga åtgärdsområden och djup.	Alternativ 1
Urschaktning med kellyborrning (grävborrning) och extern deponering för samtliga åtgärdsområden och djup.	Alternativ 2
Delvis urschaktning av jord samt termisk avdrivning i källzoner ex situ i källområden med uppsamling och destruktions av avdrivna gaser (on-site). Urschaktning cirka två meter eller ned till grundvattenytan, beroende på behov inom respektive åtgärdsområde.	Alternativ 3
Urschaktning ner till grundvattenytan i källområden och extern deponering samt kemisk oxidation in situ under grundvattenytan.	Alternativ 4

Tabell 45. Sammanställning av möjliga åtgärdsalternativ för respektive delområde. Nollalternativet utvärderas för samtliga alternativ även om det inte bedöms kunna uppnå åtgärdsmålen. Skillnaderna i vilka åtgärdsmetoder som bedöms som möjliga är att i den centrala deponin har förorening endast påträffats ovan grundvattenytan och därav är metoderna där skillnad i hantering för förorening under grundvattenytan inte aktuella.

Åtgärdsalternativ	Villaområdet (A)	Södra deponin (B)	Centrala deponin (C)	Gas-klockorna (D)	Verksamhetsområdet (E)
Alternativ 0 Nollalternativet	X	X	X	X	X
Alternativ 1 Konventionell schaktsanering och deponering	X ²	X	X	X	X
Alternativ 2 Kellyborrning (grävborrning) och deponering	X ²	X	X	X	X
Alternativ 3 Delvis urschaktning och termisk behandling av djupare jord	X ²	X	X ¹	X	X
Alternativ 4 Delvis urschaktning (till grundvattenytan) och kemisk oxidation in situ under grundvattenytan	X	X	X ¹	X	X

¹ Förorening ej påträffad under grundvattenytan och finns i huvudsak i den omättade zonen. Åtgärdsalternativ för området görs för förorening ovan grundvattenytan (schaktning och termisk behandling för åtgärdsalternativ 2 och schaktning och deponering för åtgärdsalternativ 3-6).

² Möjliga metoder, medför dock eventuell kvarlämning av restförorening då metoden ej fungerar under byggnader.

8.5.1 Nollalternativet

Fördelar och nackdelar med nollalternativet sammanfattas i Tabell 46. Nollalternativet innebär att ingen åtgärd genomförs och att markanvändningen förblir oförändrad. Inte heller administrativa åtgärder så som odlingsrestriktioner ingår i nollalternativet. Nollalternativet är ett referensalternativ, inte ett realistiskt åtgärdsalternativ.

Tabell 46. Fördelar och nackdelar med nollalternativet.

Fördelar	Nackdelar
<p>Innebär inga omedelbara kostnader</p> <p>Inga störningar i samband med genomförande av åtgärd uppkommer</p> <p>Ingen förbrukning av energi och resurser</p>	<p>Höga föroreningshalter kvarlämnas och riskerna förknippade med föroreningarna kvarstår:</p> <ul style="list-style-type: none"> -boende och verksamhetsutövare fortsätter att riskera exponering -i ett längre perspektiv, risker för vidare spridning till omgivande fastigheter <p>Vid markarbeten inom området, såsom schaktning, måste föroreningsinnehållet beaktas och risker kopplade till arbetsmiljö och spridning av föroreningar utredas.</p> <p>Restriktioner gällande markanvändningen; odling, borrning, byggnation av källare med mera.</p>

8.5.2 Alternativ 1: Konventionell schaktsanering och deponering

Fördelar och nackdelar med metoden sammanfattas i Tabell 49. Åtgärden omfattar:

- > Åtgärdsförberedande undersökningar, bland annat detaljerad information om föroreningsutbredning och ledningsinformation, geoteknik (sättningsrisker).
- > Projektering och ansökan om tillstånd (från markägare, tillståndsmyndighet etc.).
- > Kontakter med boende och verksamhetsutövare.
- > Installation av spont (för schakt under grundvattenyta).
- > Schakt med grävmaskin.
- > Borttransport av förorenade massor till mottagningsanläggning.
- > Mottagningskostnader.
- > Övervakning för att säkerhetsställa att åtgärds målen uppföljs.
- > Återställning.

Tabell 47. Fördelar och nackdelar med schaktsanering av massor med halter >PSRV.

Fördelar	Nackdelar
<ul style="list-style-type: none"> •Avhjälp för föroreningssituationen. •Välbeprövad metod. •Relativt enkel metod. •Övervakning på lång sikt behövs inte. 	<ul style="list-style-type: none"> •Risk för sättningar som kan påverka byggnader negativt. •Det kan potentiellt ske en negativ omgivningspåverkan i form av grundvattenavsänkning. •Buller under driften. •Området görs oåtkomligt under driften. •Omfattande ingrepp, medför en stor mängd transporter och avfall, utgör inte ett steg i rätt riktning på avfallstrappan. Problemet flyttas. •Sannolikt ej kostnadseffektivt. •Kräver spontning och/eller ger upphov till stora öppna schaktgropar. •Sanering kan inte genomföras under byggnader med metoden.

Tidsuppskattning

Schaktsanering och urgrävning går vanligtvis relativt snabbt. Generellt räknat kan en större grävmaskin avlägsna mellan 150–300 m³ jord under en normal arbetsdag (SGF, 2024). Flera grävmaskiner kan även användas vilket minskar tidsåtgången. Total volym förorenade massor uppskattas vara cirka 7000 m³ vilket hypotetiskt motsvarar en urgrävningstid mellan cirka 25–50 arbetsdagar. Att schaktning under grundvattenytan och stort djup sannolikt kräver spont och/eller släntlutning medför sannolikt längre tid.

Ytterligare arbeten med transport till mottagningsanläggning samt återfyllnad och eventuellt vidare schaktsanering ifall schaktväggar- och/eller botten upptäcks vara fortsatt förorenade, kommer förekomma. En grov uppskattning är att det totala arbetets tidsåtgång kan vara cirka 3-5 månader.

8.5.3 Alternativ 2: Kellyborring (grävborring) och deponering

Fördelar och nackdelar med metoden sammanfattas i Tabell 48. Åtgärden omfattar:

- › Åtgärdsförberedande undersökningar, bland annat detaljerad information om föroreningsutbredning och ledningsinformation, geoteknik (sättningsrisker).
- › Projektering och ansökan om tillstånd (från markägare, tillståndsmyndighet etc.).
- › Kontakter med boende och verksamhetsutövare.
- › Övervakning för att säkerhetsställa att åtgärdsmålen uppföljs.
- › Spont mot byggnad och gata vid behov.
- › Arbeten med kellyborr.
- › Borttransport av förorenade massor till mottagningsanläggning.
- › Mottagningskostnader.
- › Övervakning för att säkerhetsställa att åtgärdsmålen uppföljs.
- › Återställning.

Tabell 48. Fördelar och nackdelar kellyborring

Fördelar	Nackdelar
<ul style="list-style-type: none"> •Inte lika mycket spontning krävs relativt konventionell schaktsanering. •Medför betydande föroreningsminskning, även under grundvattenytan. 	<ul style="list-style-type: none"> •Relativt kostsam metod. •Buller under driften. •Riskerar att påverka närliggande verksamheter negativt genom vibrationer etc. •Området görs oåtkomligt under driften. •Omfattande ingrepp, medför en stor mängd transporter och avfall, utgör inte ett steg i rätt riktning på avfallstrappan. •Sanering kan inte genomföras under byggnader med metoden.

Tidsuppskattning

Kellyborring är en något oprövad metod i Sverige. Metoden förväntas kräva en del förberedelser innan sanering kan påbörjas, såsom preparering av marken då tunga maskiner används. Tidsåtgången uppskattas till 4-6 månader.

8.5.4 Alternativ 3: Delvis urschaktning och termisk behandling av djupare jord

Fördelar och nackdelar med metoden sammanfattas i Tabell 49. Åtgärden omfattar:

- › Åtgärdsförberedande undersökningar, bland annat detaljerad information om föroreningsutbredning, hydrogeologi och ledningsinformation, geoteknik (sättningsrisker).
- › Projektering och ansökan om tillstånd (från markägare, tillståndsmyndighet etc.).
- › Kontakter med boende och verksamhetsutövare.
- › Installation, bland annat värmeelement och extraktionsbrunnar.
- › Uppvärmning och extraktion.
- › Schakt med grävmaskin av ytlig jord, exempelvis ned till grundvattenytan.
- › Borttransport av förorenade massor till mottagningsanläggning.
- › Mottagningskostnader.
- › Övervakning för att säkerhetsställa att åtgärdsmålen uppföljs.
- › Återställning.

Tabell 49. Fördelar och nackdelar med termisk behandling och schaktsanering.

Fördelar	Nackdelar
<p>Termisk behandling:</p> <ul style="list-style-type: none"> •Hög behandlingseffekt. •God säkerhet att metoden kan tillämpas med avseende på geologin. •Metoden kan i vissa fall förstärka den naturliga nedbrytningen i området, i de områden som inte destrueras. <p>Schaktsanering ned till grundvattenyta:</p> <ul style="list-style-type: none"> •Välbeprövad metod. •Relativt enkel metod. •Jämfört med Alternativ 1 så har denna metod fördelen att spontning och hantering av grundvatten inte kommer att krävas på samma sätt. Kostnaden bedöms också bli betydligt lägre. 	<ul style="list-style-type: none"> •Stora energimängder krävs. •Betraktas generellt som relativt kostsam. •Risk för sättningar vid uppvärmningen. •Det kan potentiellt ske en negativ omgivningspåverkan i form av grundvattenavsänkning och efterföljande mobilisering av intilliggande föroreningar. •Destruering av markens naturliga bakteriekultur, vilket kan hämma nedbrytningen i omgivande plymområden. Det kan krävas åtgärder för att återställa markmiljön. •Buller under driften. •Området görs oåtkomligt under driften och innan dess att marktemperaturen återgått till normal nivå. •Risk för boende i byggnader vid avgång av ämnen i gasform vid upphettning av marken. • Sanering kan inte genomföras under byggnader. <p>Schaktsanering ned till grundvattenyta:</p> <ul style="list-style-type: none"> •Buller under driften. •Området görs oåtkomligt under driften. •Omfattande ingrepp, medför en stor mängd transporter och avfall, utgör inte ett steg i rätt riktning på avfallstrappan. Dock ej lika stort som i Alternativ 1.

Tidsuppskattning

Utifrån resonemang angående tidsåtgång för schaktsanering under Alternativ 1 bedöms schakt ovan grundvattenytan ta ca 2-3 månader i anspråk (ca 3500 m³).

Termisk behandling förväntas ta 1-3 månader. Dock kan höga marktemperaturer innebära att området måste vara avspärrat upp till ett år efter avslutad behandling.

8.5.5 Alternativ 4: Delvis urschaktning (till grundvattenytan) och kemisk oxidation in situ under grundvattenytan

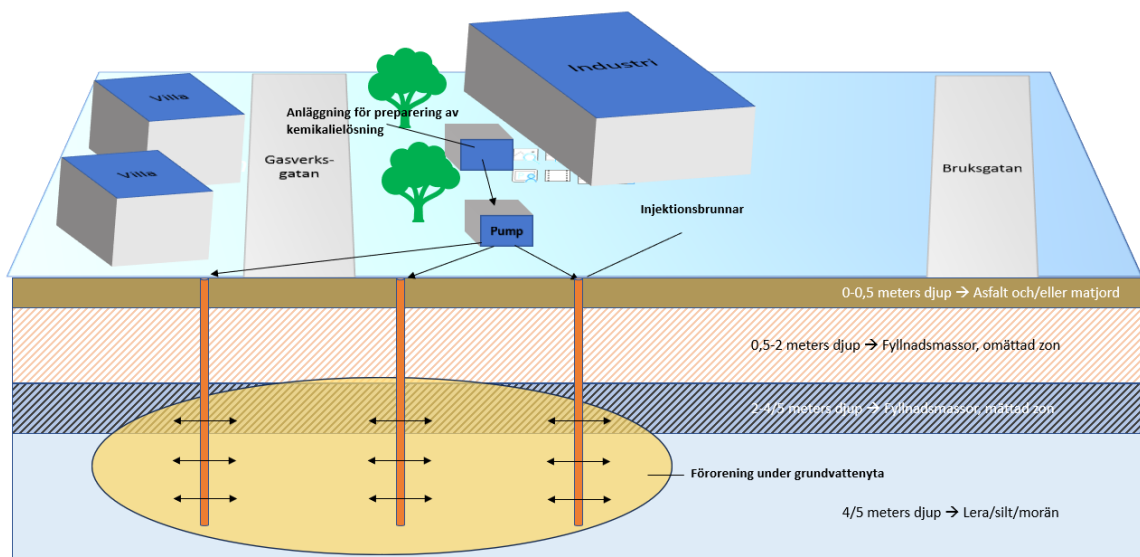
Fördelar och nackdelar med metoden sammanfattas i Tabell 50. Åtgärden omfattar:

- › Åtgärdsförberedande undersökningar, bland annat detaljerad information om föroreningsutbredning, hydrogeologi och pilotförsök.
- › Projektering och ansökan om tillstånd (från markägare, tillståndsmyndighet etc.).
- › Kontakter med boende och verksamhetsutövare.
- › Installation, bland annat injektionsbrunnar.
- › Injektering.
- › Schakt med grävmaskin ned till grundvattenytan.
- › Borttransport av förorenade massor till mottagningsanläggning.
- › Mottagningskostnader.
- › Övervakning för att säkerhetsställa att åtgärdsmålen uppföljs.
- › Återställning.

Tabell 50. Fördelar och nackdelar med kemisk oxidation samt schaktsanering.

Fördelar	Nackdelar
<p>Kemisk oxidation:</p> <ul style="list-style-type: none"> •Den är möjlig att använda vid verksamheter i drift, under byggnader etc. •Behandlingen är snabb, betydande massreduktion kan uppnås inom veckor-månader. •Metoden fungerar för flera typer av de organiska föroreningsämnen som finns i undersökningsområdet, såsom alifater, aromater och PAH. •Den är relativt oberoende av jordlagrens kornstorleksammansättning och fungerar även i lågpermeabla jordarter, tex morän, som delar om området utgörs av. •Kemisk oxidation minskar behovet av schaktning, transporter av massor samt deponering och utgör därmed ett steg uppåt på avfallstrappan jämfört med om schaktsanering skulle genomföras i hela det jorddjupet som är förorenat. <p>Schakt under grundvattennivå medför dessutom tekniska svårigheter, kräver spontning och omhändertagande/rening av läsvatten.</p> <ul style="list-style-type: none"> •Metoden är väl etablerad och används tex i Kolkajen i Stockholm. Under 2023 sanerades där 100 000 m³ (10x större volym än Eslövs Gasverk) morän med hjälp av 600 ton persulfat och 876 ton lut (Stockholm Stad, 2023). <p>Schaktsanering ned till grundvattenyta:</p> <ul style="list-style-type: none"> •Välbeprövad metod. •Relativt enkel metod. •Jämfört med Alternativ 1 så har denna metod fördelen att spontning och hantering av grundvatten inte kommer att krävas på samma sätt. Kostnaden bedöms också bli betydligt lägre. 	<p>Kemisk oxidation:</p> <ul style="list-style-type: none"> •Metoder kräver pilotstudier för att säkerställa att redoxförhållandena lämpar sig för metoden etc. •Flera injiceringsomgångar kan krävs för att uppsatta åtgärds mål ska uppnås. Däremellan krävs även resurser för att periodiskt kontrollera halter i jord och grundvatten. •Metaller kan inte brytas ned med hjälp av kemisk oxidation. Det föreligger också en risk att metaller mobiliseras vid förändrade redoxförhållanden. •Om reduktionsmedel i form av järn i nano- eller mikroskala används, föreligger vissa arbetsmiljö- och säkerhetsrisker. •Rutinmässig kontroll och underhåll av processerna. •Energigtgång vid installation injekteringstillfället, då det kräver tung geoteknisk borrutrustning. Mängden oxidationsmedel kan vara svår att uppskatta, vilket påverkar kostnaden. <p>Schaktsanering ned till grundvattenyta:</p> <ul style="list-style-type: none"> •Buller under driften. •Området görs oåtkomligt under driften. •Omfattande ingrepp, medför en stor mängd transporter och avfall, utgör inte ett steg i rätt riktning på avfallstrappan. Dock ej lika stort som i Alternativ 1.

Kemisk oxidation in situ genomförs genom att ett kemiskt oxidationsmedel fördelas genom injicering i det förorenade området så att föroreningen destrueras eller omvandlas (Figur 36). Lämpliga oxidationsmedel är Fentons reagens, permanganat och persulfat.



Figur 36. Metodskiss kemisk oxidering in situ.

Tidsuppskattning

Utifrån resonemang angående tidsåtgång för schaktsanering under Alternativ 1 bedöms schakt ovan grundvattenytan ta ca 2-3 månader i anspråk (ca 3500 m³).

Tidsåtgången för kemisk oxidation beror på antalet injektioner som krävs. Ett par injektioner kan normalt genomföras inom loppet av 3-6 mån. Totalt bedöms arbetet ta 5-9 månader i anspråk.

8.5.6 Sammanfattning

Samtliga åtgärdsalternativ bedöms uppfylla åtgärdsmålen. Flertalet av dem innebär dock att metallförorening mer eller mindre lämnas kvar på större djup. Det finns även begränsningar vid efterbehandling under byggnader.

Vissa av åtgärdsalternativen skulle kunna kombineras och olika åtgärdsalternativ skulle kunna användas inom olika delområden/källområden. Projektet kan behöva ske etappvis, där områden med störst åtgärdsbehov prioriteras och att övriga delområden genomförs senare. Ambitionsnivån kan också komma att vara olika för de olika delområdena. Det kan till exempel finnas psykologiska och psykosociala aspekter som gör att visst mått av översanering kan förordas i villaområdet medan ambitionsnivå skulle kunna vara lägre avseende djupt belägna föroreningar i parken. Kostnads- och effektivitetsmässigt kan det dock vara fördelaktigt att om möjligt använda samma åtgärdsmetod för hela området.

8.6 Jämförelse åtgärdsalternativ

Kostnader för respektive åtgärdsalternativ har uppskattats utifrån olika områdets utbredning samt åtgärdsmetod/metoder (Tabell 51). Kostnadsberäkningarna utgår ifrån grova prissättningar för de olika momenten och kan komma att skilja sig från den exakta kostnaden för åtgärden. I detta skede är det inte möjligt med en detaljerad bedömning utan syftet är att grovt uppskatta kostnader för att kunna jämföra olika åtgärdsalternativ. Ingen kostnadsuppskattning har gjorts för nollalternativet då det inte innefattar några direkta kostnader (utgör orealistiskt referensalternativ).

Tabell 51. Ungefärliga, uppskattade kostnader för nollalternativet och åtgärdsalternativen. En mer detaljerad kostnadsuppskattning utförs i projekteringen av åtgärden. Uppgifterna av priser är uppskattat utifrån underlag från efterbehandlingsentreprenörer efter att de översiktligt gått igenom underlagsmaterialet.	Min (Mn SEK)	Medel (Mn SEK)	Max (Mn SEK)	Tidsåtgång
Åtgärdsmetod				
Alternativ 0 Nollalternativet	0	0	0	-
Alternativ 1 Konventionell schaktsanering och deponering	17,5	25	34,5	3-5 månader
Alternativ 2 Kellyborrning (grävborrning) och deponering	20,5	31,5	44	4-6 månader
Alternativ 3 Delvis urschaktning och termisk behandling av djupare jord	19,5	25,5	30,5	3-6 månader
Alternativ 4 Delvis urschaktning (till grundvattenytan) och kemisk oxidation in situ under grundvattenytan	11	17	23	5-9 månader

9 RISKVÄRDERING AV ÅTGÄRDSALTERNATIV

En riskvärdering har utförts för åtgärdsalternativen. Riskvärderingen har utgått från rekommendationer i SGI:s (2022) vägledning 7 *Riskvärdering vid förorenade områden, Arbetsgång för hållbara åtgärder*. I en riskvärdering vägs positiva och negativa effekter samman för att jämföra olika åtgärdsalternativ, så att det sammantaget lämpligaste och mest hållbara åtgärdsalternativet kan identifieras. Följande underlag till riskvärderingen finns i Bilaga 3:

Bilaga 3.1 – del 1: Val av urvalskriterier och delkriterier samt motivering

Bilaga 3.1 – del 2: Enkät för viktning och sammanställt svar på enkäten

Bilaga 3.2: Riskvärderingsmatris för villaområde respektive parkområde/industriområde

9.1 Metodik och process för riskvärdering

Riskvärderingen utgår från de övergripande åtgärds målen, resultat från utförda undersökningar och utredningar, miljö- och hälsoriskbedömningen samt åtgärdsutredningen.

Aktuellt undersökningsområde bedöms vara medelstort med måttlig komplexitet. Därför förordas en poängbaserad riskvärdering. Riskvärderingen avgör inte vilken efterbehandlingsåtgärd som slutligen ska användas utan utgör enbart ett beslutsunderlag. Riskvärderingen kommer troligtvis behöva uppdateras efter att ytterligare åtgärdsförberedande undersökningar har genomförts.

Utformandet och metodiken för riskvärderingen har diskuterats inom en arbetsgrupp bestående av konsult (Ensucon), beställare (Eslövs kommun), tillsynsmyndighet (Landskrona kommun) samt finansier/granskare (Länsstyrelsen i Skåne).

9.1.1 Avgränsning av riskvärderingen

Åtgärdsalternativen kan leda till olika effekter över tid, och därför har två olika tidshorisonter använts vid bedömningen av åtgärdsalternativen:

G - genomförande: Under genomförandet av åtgärden

E – efter: Efter genomförandet av åtgärden, några år till decennier efter avslutad åtgärd

Två riskvärderingar har genomförts. En för villaområdet och en samlad för parkområdet och industriområdet. Detta då bland annat föroreningsituation och känsligheten hos påverkade grupper och förekomst av byggnader med mera skiljer sig åt mellan områdena.

Riskvärderingen utgår från de förutsättningar som är angivna i beskrivningarna av åtgärdsalternativen. Det antas att byggnaderna kommer vara kvar, att boende kommer att bo kvar i villorna samt att verksamheter i omgivningen kan fortlöpa under genomförandet av åtgärden.

9.1.2 Angreppssätt och arbetsgång

Valt angreppssätt är det som beskrivs som *poängbaserad riskvärdering (semi-quantitativ)* i SGI:s (2022) vägledning. Detta innebär att utöver en beskrivande värdering så används poäng och viktning för att värdera de effekter som åtgärdsalternativen ger upphov till. Poängen och viktningen används därefter för att beräkna en totalpoäng för varje alternativ.

Följande arbetsgång har använts:

1. Åtgärdsalternativ, urvalskriterier, riskvärderingsmetod och avgränsning bestämdes:
 - Åtgärdsalternativen valdes utifrån vad som framkommit inom ramen för åtgärdsutredningen.
 - Urvalskriterier valdes utifrån indelning och förslag enligt SGI:s vägledning (Bilaga 3: del 1). Platsspecifika delkriterier definierades.
2. Viktning av kriterier. Då urvalskriterierna kan vara olika betydelsefulla har de tilldelats vikter (från 1 till 3) som speglar deras betydelse; stor betydelse ger hög vikt (3).

1 innebär ej viktigt: Detta kriterium är relativt oviktigt att beakta,

2 innebär till viss del viktigt: Detta kriterium är till viss del viktigt att beakta,

3 innebär väldigt viktigt: Detta kriterium är väldigt viktigt att beakta.

Viktningen utfördes av parterna i riskvärderingsgruppen. Åtgärdsmetoder, viktningprocessen och delkriteriernas innebörd presenterades och diskuterades inför viktningen. Varje part fyllde därefter i en enkät för att vikta urvalskriterierna (Bilaga 3.1).

3. Värdering av kriterier för villaområdet respektive park- och industriområde. Delkriterierna beskrivs och värderas för varje åtgärdsalternativ genom poängsättning från 1 till 5, där 5 innebär att alternativet presterar mycket väl för kriteriet. Följande skala har använts:

1 innebär ofördelaktigt (röd),

2 innebär delvis ofördelaktigt (orange),

3 innebär neutralt - ingen förändring relativt nollalternativet/referensalternativet (gul),

4 innebär fördelaktigt (grön) och

5 innebär mycket fördelaktigt (blå).

Denna poängsättning avses vara objektiv och platsspecifik och genomfördes av konsulten (Ensucon). Relativ värdering tillämpades, för vilken värderingen görs relativt ett referensalternativ¹⁵ som i detta fall utgörs av nollalternativet. Värderingen för villaområdet och park-/industriområdet gjordes separat. Vidare gjordes värderingen för två olika tidshorisonter, genomförandefasen för åtgärden och efter avslutad åtgärd. För vissa av urvalskriterierna används flera delkriterier. Medelvärde av poängen för delkriterierna inom samma urvalskriterium beräknades för att justera så att urvalskriterier med många delkriterier inte skulle få för stor tyngd.

4. Poäng och viktning multiplicerades för varje urvalskriterium.
5. För varje åtgärdsalternativ summerades den viktade poängen för samtliga kriterier. Det åtgärdsalternativ med högst viktad poäng antas representera det lämpligaste utifrån valda förutsättningar och avgränsning.
6. Riskvärderingens utfall analyseras. Riskvärderingen utgör därefter ett beslutsunderlag och vägledning för val av åtgärd. Vilken åtgärd som slutligt väljs behöver utvärderas ytterligare i samband med åtgärdsförberedande undersökningar.

¹⁵Ett referensalternativ är ett åtgärdsalternativ vars syfte är att jämföras med andra alternativ i en relativ värdering. Referensalternativet behöver därmed inte motsvara en åtgärd som är acceptabel eller realistisk på den aktuella platsen.

9.1.3 Riskvärderingsgrupp och roller

Riskvärderingsgruppen som deltog i viktning- och värderingsprocessen bestod av följande:

- Ensuccon; konsult och utförare av huvudstudie inkl. riskvärdering (värdering och viktning).
- Länsstyrelsen Skåne; finansiär och granskare (viktning).
- Landskrona kommun; tillsynsmyndighet (viktning).
- Eslövs kommun; beställare och fastighetsägare för parkmark (viktning).

9.2 Urvalskriterier

De kriterier och delkriterier som värderats och viktats vid bedömning av åtgärdsalternativen anges i Tabell 52. Projektspecifika och värderingsbara kriterier har valts ut från en bruttolista i SGI:s (2022) vägledning (se Bilaga 3.1 – del 1).

Tabell 52. Urvalskriterier utifrån SGI:s (2022) vägledning samt projektspecifika delkriterier som valts. För utförligare beskrivning och motivering till valda kriterier, se Bilaga 3.1.

Dimensioner och kriterier för hållbarhet		Delkriterier:
Ekologisk dimension	1. Utsläpp till luft - i form av växthusgaser och utsläpp som påverkar luftkvaliteten vid markytan	1a: Utsläpp av växthusgaser.
	2. Jord och mark - positiva och negativa effekter på jorden, markens ekosystem och markens stabilitet	2a: Reducering av dimensionerade föroreningar i jord 2b: Markekosystemet och dess funktioner 2c: Påverkan på geotekniska förhållanden
	3. Grundvatten - åtgärdernas direkta och indirekta effekter på grundvatten	3a: Reducering av dimensionerade föroreningar i grundvattnet 3b: Hydrogeologiska förhållanden
	4. Ekologi - positiva och negativa ekologiska effekter som åtgärderna ger upphov till, effekter på flora, fauna, habitat och biodiversitet	4a: Effekter på näringsväven, såsom sekundärförgiftning.
	5. Naturresurser och avfall - förbrukning av energi och naturresurser samt produktion av avfall	5a: Energiförbrukning och energieffektivitet 5b: Förbrukning av resurser och material 5c: Generering av avfall och deponiutrymme
Social dimension	6. Hälsa och säkerhet - effekter på människors hälsa och säkerhet som åtgärderna ger upphov till, både positiva och negativa	6a: Minskade risker genom att föroreningen åtgärdas. 6b: Exponering för föroreningar i samband med åtgärden (damm med mera). 6c: Olycksrisker på grund av tunga maskiner, transportfordon med mera. 6d: Exponering för skadliga kemikalier som används i åtgärdsmetoden
	7. Etik och jämlikhet - etiska frågor, rättvisaspekter och jämlikhetsfrågor, viktigt då allmänheten påverkas av åtgärderna	7a: Rättvisa gentemot kommande generationer 7b: Olika gruppers känslighet eller misstänksamhet gentemot vissa typer av åtgärder.
	8. Närmiljö - där störningar som inte direkt påverkar hälsa och säkerhet beaktas. Fysiska störningar under pågående åtgärd, men även positiva och negativa effekter efter åtgärdens genomförande	8a: Störningar under pågående åtgärd i form av buller, vibrationer, ljus och lukt 8b: Påverkan på landskapsmiljön
Social dimension	9. Lokalsamhälle - effekter i den fysiska miljön vid och i omgivningen - områdets funktionalitet och hur området används av befolkningen	9a: Hinder och avspärrningar för människor under pågående åtgärd
	10. Osäkerhet och evidens - osäkerheter kopplade till åtgärdsalternativen och hur väl dessa presterar, acceptans av myndigheter, hur åtgärdernas funktion kan verifieras och teknikleverantörens expertkunskap	10a: Osäkerheter kopplat till åtgärdens funktion och effektivitet. Kvaliteten på evidens för att åtgärden fungerar och presterar som avsett.
Ekonomisk dimension	11. Direkta kostnader och nyttor - direkta finansiella kostnader, intäkter eller minskade utgifter	11a: Kostnader för drift och underhåll innan, under och efter efterbehandlingen.
	12. Indirekta kostnader och nyttor - indirekta kostnader och nyttor som en åtgärd ger upphov till	12a: Fastighetsvärdesförändringar 12b: Ekonomiska störningar vid anpassningar under åtgärdsfasen
	13. Beständighet och flexibilitet - åtgärdernas funktion över tid samt hur flexibla och motståndskraftiga åtgärderna är vid förändringar	13a: Under hur lång tid som kontrollåtgärder behöver pågå eller övervakning ske 13b: Möjligheter att justera åtgärden om kunskapen om föroreningsituationen förändras under pågående projekt 13c: Under hur lång tid som markanvändnings-restriktioner av olika slag måste följas

9.3 Viktning av urvalskriterierna

I viktningen tilldelades de olika urvalskriterierna olika betydelse beroende på hur viktiga de bedömdes vara av de olika parterna i riskvärderingsgruppen. Medelvärdet av viktningarna redovisas i Tabell 53, respektive respondents viktning redovisas i Bilaga 3 del 1.

Tabell 53. Viktning av urvalskriterier. Medelvärde anges, för respektive respondents viktning, se Bilaga 3 del 1. Ju högre värde, desto viktigare anses kriteriet vara.

Dimensioner	Kriterium	Medelvärde av viktningen
Ekologisk dimension	1 Utsläpp till luft	1,5
	2 Jord och mark	2,6
	3 Grundvatten	1,5
	4 Ekologi	2
	5 Naturresurser och avfall	2,1
Social dimension	6 Hälsa och säkerhet	3
	7 Etik och jämlikhet	2,1
	8 Närmiljö	2
	9 Lokalsamhälle	1,8
	10 Osäkerhet och evidens	2,5
Ekonomisk dimension	11 Direkta kostnader och nyttor	2
	12 Indirekta kostnader och nyttor	1,9
	13 Beständighet och flexibilitet	2,2

9.4 Värdering av urvalskriterier

En relativ värdering har utförts för att tydliggöra förbättringar respektive försämringar jämfört med dagens situation (nollalternativet representerar dagsläget). Riskvärderingsmatriser för villaområdet respektive park- och industriområdet presenteras i Bilaga 3.2. En summering av poängen för respektive hållbarhetsdimension och alternativ utan viktning redovisas i Tabell 55 och Tabell 56. Förkortningar används i tabeller och diagram, se förklaringar i Tabell 54.

Tabell 54. Förklaring till de förkortningar som används i tabeller och diagram i detta avsnitt.

Förkortning	Förklaring
0. nollalt.	Nollalternativet
1. schakt G	Alternativ 1 - konventionell schaktsanering och deponering - under genomförandet av åtgärden
1. schakt E	Alternativ 1 - konventionell schaktsanering och deponering - efter genomförandet av åtgärden
2. gräv. G	Alternativ 2 - kellyborrning (grävborrning) och deponering - under genomförandet av åtgärden
2. gräv. E	Alternativ 2 - kellyborrning (grävborrning) och deponering - efter genomförandet av åtgärden
3. term. G	Alternativ 3 - delvis urschaktning och termisk behandling av djupare jord - under genomförandet av åtgärden
3. term. E	Alternativ 3 - delvis urschaktning och termisk behandling av djupare jord - efter genomförandet av åtgärden
4. kem. G	Alternativ 4 - delvis urschaktning (till grundvattenytan) och kemisk oxidation in situ under grundvattenytan - under genomförandet av åtgärden
4. kem. E	Alternativ 4 - delvis urschaktning (till grundvattenytan) och kemisk oxidation in situ under grundvattenytan - efter genomförandet av åtgärden

Under genomförandet av åtgärden uppkommer en del negativa effekter så som exempelvis störningar på grund av buller. Detta gör att åtgärdsalternativen får lägre poäng än nollalternativet under genomförandet av åtgärden. Efter avslutad åtgärd, oavsett alternativ, får nollalternativet lägst poäng.

Tabell 55. Kortfattad riskvärderingsmatris för villaområdet, summering av poäng inom respektive hållbarhetsdimension. I Bilaga 3.2 redovisas fullständiga riskvärderingsmatriser med poängsättning och motivering per delkriterium. Rutorna i tabellen har gradvis färglagts där en starkare färg innebär en högre poäng.

Värdering villaområdet, utan viktning	0. nollalt.	1. schakt G	1. schakt E	2. gräv. G	2. gräv. E	3. term. G	3. term. E	4. kem. G	4. kem. E
Ekologisk dimension	15	14	19	15	19	15	18	16	19
Social dimension	15	14	18	13	17	14	17	13	17
Ekonomisk dimension	9	6	8	6	8	7	8	8	9
SUMMA	39	34	45	34	44	35	43	37	44

Tabell 56. Kortfattad riskvärderingsmatris för park- och industriområdet, summering av poäng inom respektive hållbarhetsdimension. I Bilaga 3.2 redovisas fullständiga riskvärderingsmatriser med poängsättning och motivering per delkriterium. Rutorna i tabellen har gradvis färglagts där en starkare färg innebär en högre poäng.

Värdering för park- och industriområdet, utan viktning	0. nollalt.	1. schakt G	1. schakt E	2. gräv. G	2. gräv. E	3. term. G	3. term. E	4. kem. G	4. kem. E
Ekologisk dimension	15	14	19	15	19	15	18	16	19
Social dimension	15	15	19	15	18	14	17	14	17
Ekonomisk dimension	9	6	9	6	9	7	9	8	10
SUMMA	39	35	46	36	45	36	44	38	45

9.5 Sammanvägning – viktning och värdering av urvalskriterier

Viktningen medför att de kriterier som vid viktningen bedömts vara mer betydelsefulla får högre poäng. Poängen för värdering sammanvägt med viktningar redovisas i Tabell 57 och Tabell 58 samt visualiseras i Figur 37. I Figur 37 har även poängen för de två tidshorisonterna summerats för att ge en samlad bild av hur åtgärdsalternativen relaterar till varandra under och efter avslutad åtgärd.

Tabell 57. Kortfattad riskvärderingsmatris för villaområdet, summering av poäng inom respektive hållbarhetsdimension inklusive viktning. Rutorna i tabellen har gradvis färglagts där en starkare färg innebär en högre poäng.

Värdering inkl. viktning villaområdet	0. nollalt.	1. schakt G	1. schakt E	2. gräv. G	2. gräv. E	3. term. G	3. term. E	4. kem. G	4. kem. E
Ekologisk dimension	29	27	37	29	37	28	35	31	36
Social dimension	34	32	42	31	39	32	38	31	38
Ekonomisk dimension	18	13	17	13	17	14	17	16	19
SUMMA	81	73	96	73	93	74	90	78	93

Tabell 58. Kortfattad riskvärderingsmatris för park- och industriområdet, summering av poäng inom respektive hållbarhetsdimension inklusive viktning. Rutorna i tabellen har gradvis färglagts där en starkare färg innebär en högre poäng.

Värdering inkl. viktning för park- och industriområdet	0. nollalt.	1. schakt G	1. schakt E	2. gräv. G	2. gräv. E	3. term. G	3. term. E	4. kem. G	4. kem. E
Ekologisk dimension	29	27	37	29	37	29	35	32	36
Social dimension	34	35	43	34	40	33	39	33	39
Ekonomisk dimension	18	13	18	13	18	14	18	16	20
SUMMA	81	75	97	76	94	75	92	81	95

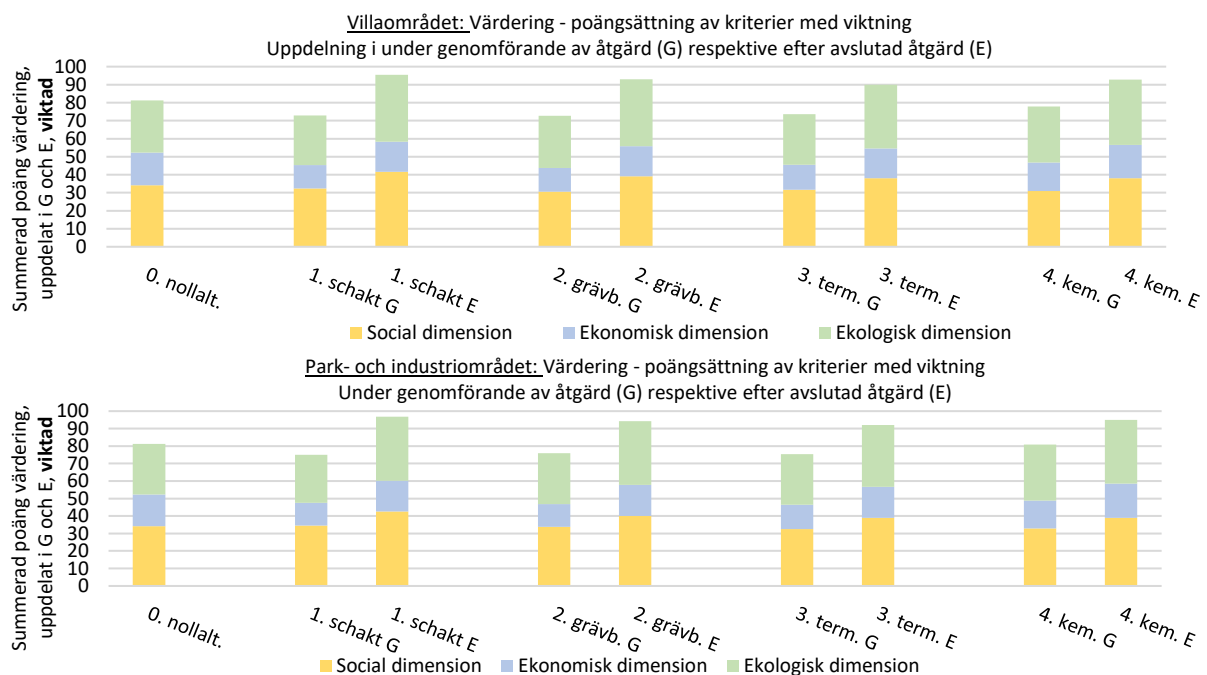
Tabell 59. Summerad poäng exklusive och inklusive viktning. Poängen som anges är en summa av poängen för både genomförandet av åtgärden och efter åtgärden samt för alla dimensioner. Det alternativ som fått högst poäng har fetmarkerats.

Summerad poäng av samtliga hållbarhetsdimensioner och tidshorisonter:	0. nollalt.	1. schakt	2. gräv.	3. term.	4. kem.
Värdering villaområdet	78	79	78	78	81
Värdering inkl. viktning villaområdet	163	168	166	163	171
Värdering för park- och industriområdet	78	81	80	80	84
Värdering inkl. viktning för park- och industriområdet	163	172	170	168	176

I villaområdet är det alternativ 4 (delvis urschaktning och kemisk oxidation in situ) som är det mest fördelaktiga alternativet under genomförandet av åtgärden (Tabell 57). För alternativ 1, 2 och 3 är poängen relativt jämna sinsemellan (73, 73 respektive 74 poäng) under genomförandet av åtgärden). Ser man bara till effekterna efter avslutad åtgärd är det dock alternativ 1 (endast schakt) som är det mest fördelaktiga alternativet, därefter alternativ 2 och 4 (delad plats) och sist alternativ 3.

I park- och industriområdet är det likt villaområdet alternativ 4 (delvis urschaktning och kemisk oxidation in situ) som är det mest fördelaktiga alternativet under genomförandet av åtgärden (Tabell 58). För alternativ 1, 2 och 3 är poängen relativt jämna sinsemellan (75, 76 respektive 75 poäng) under genomförandet av åtgärden. Ser man bara till effekterna efter avslutad åtgärd är det dock alternativ 1 (endast schakt) som är det mest fördelaktiga alternativet, därefter alternativ 4, 2 och sist alternativ 3.

Vid en summering av poängen för de två tidshorisonterna får alternativ 4 högst poäng (Figur 37) för både villaområdet och park-/industriområdet. Vid en enkel summering av de två tidshorisonterna ska det dock beaktas att de värderas som lika viktiga. Man skulle i stället kunna argumentera för att det längre tidsperspektivet är viktigare eftersom det varar under en betydligt längre period.



Figur 37. Diagram som visar värderingen av kriterierna för villaområdet (ovan) respektive park- och industriområdet (nedan) utifrån hur fördelaktiga de är med viktning. På y-axeln anges summan av poängen respektive åtgärdsalternativ fått, uppdelat i de tre hållbarhetsdimensionerna ekologisk, social och ekonomisk.

Förkortningar:

- G / E Under genomförandet av åtgärden (G) och efter genomförandet av åtgärden (E)
- 1. schakt Alternativ 1 - konventionell schaktsanering och deponering
- 2. gräv. Alternativ 2 - kellyborring (grävborring) och deponering
- 3. term. Alternativ 3 - delvis urschaktning och termisk behandling av djupare jord
- 4. kem. Alternativ 4 - delvis urschaktning (till grundvattenytan) och kemisk oxidation in situ under grundvattenytan

Riskvärderingen för de två markanvändningarna liknar varandra till stor del. Vissa nyanser finns dock som gör att villaområdet generellt får lägre poäng. Detta beror på att områdena har lite olika förutsättningar. I villaområdet finns exempelvis ett större åtgärdsbehov med avseende på metallföroreningar som medför att in-situ-metoderna inte presterar lika väl för att reducera förorening vid större djup och det finns även byggnader som hindrar åtkomsten (se delkriterium 2b och 7a i Bilaga 3.2). En åtgärd inom villaområdet innebär även att de boende påverkas av störningar och påfrestningar under åtgärden som är mer långtgående än de som uppkommer vid en åtgärd inom park- och industriområdet (se delkriterium 7b i Bilaga 3.2).

9.6 Slutsats och osäkerheter med riskvärderingen

Riskvärderingen indikerar att alternativ 4 - delvis urschaktning och kemisk oxidation in situ - är det mest fördelaktiga för samtliga markanvändningar. Näst fördelaktigt är alternativ 1 – konventionell schaktning. Det skiljer dock inte många poäng mellan de olika alternativen. Detta indikerar att det inte finns ett självklart val av åtgärdsmetod som gör att de andra alternativen kan uteslutas. I samband med åtgärdsförberedande undersökningarna bör åtgärdsutredningen och riskvärderingen göra en ytterligare uppdelningen och anpassning utefter de olika egenskaperna som råder beroende på markanvändning och typer av förorening inom respektive källområde.

Vissa metoder har sorterats bort för att förenkla riskvärderingen. Till exempel har deponering angetts för alternativ 1 och 2, men det skulle även kunna vara aktuellt med termisk behandling och återanvändning av vissa av massorna från området. Därtill skulle stabilisering eller inneslutning kunna vara relevanta att använda som komplement till andra åtgärdstekniker.

9.7 Preliminära mätbara åtgärds mål

Förslagsvis tillämpas mätbara åtgärds mål i form av haltkriterier efter genomförd behandling av jord och grundvatten. För grundvatten föreslås att SPI:s riktvärden för skydd mot ånginträngning i byggnader tillämpas, det bedöms inte vara motiverat att tillämpa åtgärds mål avseende metaller i grundvatten. För jord föreslås att mätbara åtgärds mål enligt Tabell 59 tillämpas. Åtgärds målen tillämpas förslagsvis inte för enskilda provpunkter utan för åtgärdsområdet som helhet, inom vilket medelhalten ska underskrida åtgärds målen med ett visst säkerhetsmått, uttryckt som maximal felrisk¹⁶ om exempelvis 0,1.

Åtgärds målen för jord baseras på de PSRV som tagits fram för de olika markanvändningarna och djupen under markytan. Bly och PAH har dock justerats upp. För bly bedöms det inte finnas någon anledning att ha ett lägre åtgärds mål än det generella riktvärdet för KM utifrån att området utgörs av tätort där det troligtvis redan finns en högre bakgrundshalt av bly än vid ostörda platser. Gällande PAH så har åtgärds målen justerats utifrån att utlakningen (POM-test) och därmed toxiciteten för markmiljön har visats vara betydligt lägre inom området än vid generella antaganden. Det bedöms därmed motiverat att andra skyddsobjekt så som människors hälsa eller/och grundvattnet blir styrande för åtgärds målen istället.

¹⁶Felrisk eller signifikansnivå: risk för att det verkliga värdet ligger utanför (två-sidiga) konfidensintervallet, en felrisk på 0,1 motsvarar UCLM95, en felrisk på 0,2 motsvarar UCLM90. UCLM: Upper confidence limit of the mean, övre konfidensnivå kring medelhalt.

Tabell 60. Mätbara åtgärds mål för skydd av hälsa och miljö, baserat på avrundade PSRV (se uttagsrapporter i Bilaga 2). Det anges även vilket skyddsobjekt/exponeringsväg som är styrande för riktvärdet. För vissa av ämnena har halterna justerats upp baserat på bedömning av andra faktorer än totalhalt i jord, se notering under tabellen, PSRV inklusive vad som är styrande för riktvärdet anges då inom parentes.

Ämne	Villaområde				Parkområde				Industriområde			
	0-2 m		>2 m		0-2 m		>2 m		0-2 m		>2 m	
Arsenik	10	B	25	H-v	10	B	70	GV	25	H-int.	70	GV
Barium	200	M	8 000	H-v	200	M	20 000	GV	300	M	20 000	GV
Bly	50 (20) ¹	(B) ¹	200	GV	50 (35) ¹	(H-intag) ¹	200	GV	180	H-int.	200	GV
Kadmium	1,2	H-v	15	H-v	4,0	M	15	YTV	12	M	15	YTV
Kobolt	20	M	70	GV	20	M	70	GV	35	M	70	GV
Koppar	80	M	1 500	GV	80	M	1 500	GV	200	M	1 500	GV
Krom tot	80	M	1 800	GV	80	M	1 800	GV	150	M	1 800	GV
Kvicksilver	0,25	H-i	0,40	H-i	0,40	H-i	0,40	H-i	2,5	H-i	2,5	YTV
Nickel	70	M	150	GV	70	M	150	GV	120	M	150	GV
Zink	250	M	3 000	GV	250	M	3 000	GV	500	M	3 000	GV
PAH-L	17 (3,0) ²	G (M) ²	18	GV	17 (3,0) ²	G (M) ²	18	GV	17 (15) ²	G (M) ²	18	GV
PAH-M	3,5	H-i	4,0	H-i	3,5	H-i	4,0	H-i	20	H-i	20	H-i
PAH-H	1,2	H-v	15	H-v	3,3 (2,5) ²	H (M)*	18	GV	17 (10) ²	H/G (M) ²	18	GV
Alifat >C12-C16	100	M	1 000	Fri	100	M	1 000	Fri	500	M	1 000	Fri
Alifat >C16-C35	100	M	2 500	Fri	100	M	2 500	Fri	1 000	M	2 500	Fri
Aromat >C8-C10	10	M	100	H-i	10	M	100	H-i	50	M	180	GV
Aromat >C10-C16	3,0	M	50	GV	3,0	M	50	GV	15	M	50	GV
Aromat >C16-C35	10	M	30	GV	10	M	30	GV	30	GV	30	GV
Bensen	0,040	GV	0,040	GV	0,040	GV	0,040	GV	0,040	GV	0,040	GV
Toluen	10	M	20	H-i	10	M	20	H-i	40	GV	40	GV
Etylbensen	10	M	50	GV	10	M	50	GV	50	GV	50	GV
Xylen	10	M	18	H-i	10	M	18	H-i	50	M	60	GV
Cyanid total	30	M	120	GV	30	M	120	GV	120	M	120	GV
Cyanid fri	1,0	M	1,5	GV	1,0	M	1,5	GV	1,5	GV	1,5	GV

¹ justeras upp till 50 mg/kg TS, ej riskbaserat utan baserat på bedömning avseende nytta/kostnad enligt Naturvårdsverket (2022).

² skydd av markmiljö styrande utifrån PSRV och totalhalter, men då utlakningen av PAH är betydligt lägre än de generella antagandena (POM-test) så förväntas risken vara acceptabel för markmiljö. Därför blir de andra skyddsobjekten, ex. hälsa och grundvatten styrande för det mätbara åtgärds målet i stället.

Inga mätbara åtgärds mål för porgas i den omrättade zonen föreslås, dels eftersom hälsoriskerna kopplade till uppmätta halter i porgas och inomhusluft bedöms vara acceptabla, dels eftersom haltreduceringen i jord och grundvatten förväntas medföra att halter i porgas och inomhusluft på sikt minskar.

REFERENSER

- Arbets- och miljömedicin Syd. (2024). *Miljömedicinskt utlåtande avseende polycykliska aromatiska kolväten och metaller i tomtmark på fd Gasverket, Eslövs kommun*. 2024-11-26. Dnr 2024-90. Medicinsk service, Region Skåne.
- Avfall Sverige. (2019). *Uppdaterade bedömningsgrunder för förorenade massor, rapport 2019:01, ISSN 1103-4092*. Avfall Sverige.
- Bygglovsarkivet Eslövs kommun. (2021).
- Demikon. (2011a). *Miljöteknisk markundersökning på fastigheten Morkullan 4 på Bruksgatan i Eslöv*.
- Demikon. (2011b). *Rapport Schakt- och saneringskontroll efter genomförda åtgärder på fastigheten Morkullan 4 i Eslöv*. .
- Ensucon. (2021). *Provtagningsplan Huvudstudie F.D. Eslövs gasverk. Morkullan 4, Eslöv 54:2 m. fl. Projektnummer: P210179. Daterad 2021-10-21*. Lund: Ensucon AB.
- Ensucon. (2022). *Eslöv Gasverk Huvudstudie PM Förslag kompletterande undersökningar v. 0103*.
- Ensucon. (2023). *Eslöv Gasverk Huvudstudie PM Förslag kompletterande undersökningar 2024 v. 0102*.
- Eslövs kommun - Miljö- och Samhällsbyggnadsförvaltningen. (2019). *Ansvarsutredning av Eslövs Gasverk, fastigheterna Morkullan 4, Morkullan 16 och Eslöv 54:2*. 2019-10-23. .
- Eslövs kommun. (2019). *Information om resultat av provtagning av frukt och grönsaker vid Eslövs f.d. gasverk*. 2019-10-03.
- Golder. (2019). *Förstudie Eslövs fd gasverk. 18105094*. 2019-02-05.
- Kleja, B., & Enell, A. (2021). *Ekologisk riskbedömning, Att använda kemiska biotillgänglighetsmetoder i platspecifika ekologiska riskbedömning*. Linköping: Statens geotekniska institut, SGI.
- Lantmäteriet. (2021). *Kartsök, e-tjänster*. Hämtat från <https://kso.etjanster.lantmateriet.se/>
- Länsstyrelsen Skåne. (2020). *Uppdatering angående ansvarsutredning av Eslövs Gasverk, daterad 2019-10-23. Skrivelse utförd 2020-10-27*.
- Länsstyrelserna. (2021). Hämtat från EBH-kartan: <https://ext-geoportal.lansstyrelsen.se/standard/?appid=ed0d3fde3cc9479f9688c2b2969fd38c>.
- Naturvårdsverket . (2010). *Riskbedömning av förorenade områden, En vägledning från förenklad till fördjupad riskbedömning*. Rapport 5977. . Bromma: Naturvårdsverket.
- Naturvårdsverket . (2022). *Beslutsunderlag för justering av generella riktvärden för bly. Ärendenummer NV-04632-18*. 2022-12-21 .
- Naturvårdsverket. (1999). *Metodik för inventering av förorenade områden, rapport 4918*.
- Naturvårdsverket. (2008). *Hälsoriskbedömning vid utredning av förorenade områden. Rapport 5859*. September 2008.
- Naturvårdsverket. (2009, rev. 2024). *Riktvärden för förorenad mark. Modellbeskrivning och vägledning*. Rapport 5976. Rapporten är från 2009 och en uppdatering av de generella riktvärdena gjordes 2024, dessa är publicerade på Naturvårdsverkets hemsida.
- Naturvårdsverket. (2009a). *Att välja efterbehandlingsåtgärd - en vägledning från övergripande till mätbara åtgärds mål*. Rapport 5978, september 2009. Bromma.
- Naturvårdsverket. (2016). *Bilaga 1 Sammanställning av indata till riktvärdesmodellen. Rapport Riktvärden för förorenad mark - Modellbeskrivning och vägledning*. Riktvärden för förorenad mark. Modellbeskrivning och vägledning. Rapport 5976. . Naturvårdsverket.
- Naturvårdsverket. (2020). *Branschlistan*.
- Naturvårdsverket. (2023). *Beräkningsprogram, version 2.2, 22 februari 2023*. .
- Naturvårdsverket. (2023). *Efterbehandling av förorenade områden. Kvalitetsmanual för användning och hantering av statlig finansiering till avhjälpan av förorenings skador*. Utgåva 16. 2023-03-09. Naturvårdsverket.
- PEAB. (2015). *Geoteknisk undersökning. Markteknisk undersökningsrapport, (MUR). Uppdragsnummer: 150413-2. Peab Anläggning AB Geoteknik. Malmö 2015-04-13 (anges 2012 på förstasidan i rapporten)*.

- Relement. (2021-12-03). *Uppdaterad åtgärdsutredning av förorenad mark inom f.d. AB Phylatterion, Trelleborgs kommun.*
- SGF. (2023). *Åtgärdsportalen. Sveriges Geotekniska förening.* Hämtat från [atgardsportalen.se: https://atgardsportalen.se/fororeningar/klorerade-alifater](https://atgardsportalen.se/fororeningar/klorerade-alifater)
- SGF. (2024). *Åtgärdsportalen. Hämtat från Schaktsanering: https://atgardsportalen.se/grav-och-schaktsanering/ och https://atgardsportalen.se/schaktsanering-och-behandling-fordjupad-beskrivning/.* Svenska Geotekniska föreningen.
- SGI. (2022). *Riskvärdering vid förorenade områden, Arbetsgång för hållbara åtgärder, SGI Vägledning 7. 1.1-1702-0107. September 2022.* Linköping: Statens geotekniska institut, SGI.
- SGU. (2013). *Bedömningsgrunder för grundvatten, Rapport 2013:01.* Stockholm: Sveriges Geologiska Undersökning.
- SGU. (2021a). *Jordartskarta 1:25000 - 1:100000.* Hämtat från <https://apps.sgu.se/kartvisare/>
- SGU. (2021b). *Jorddjupskarta.* Hämtat från <https://apps.sgu.se/kartvisare/>.
- SGU. (2021c). *Grundvatten 1 miljon.* Hämtat från <https://apps.sgu.se/kartvisare/>.
- SGU. (2021d). *Grundvattenmagasin.* Hämtat från <https://apps.sgu.se/kartvisare/>.
- SGU. (2021e). *Brunnar.* Hämtat från <https://apps.sgu.se/kartvisare/>
- SGU. (2021f). *Berggrund 1:50000 - 1:250000.* Hämtat från <https://apps.sgu.se/kartvisare/>
- SPI. (2010). *Efterbehandling av förorenade bensinstationer och dieselanläggningar.* Stockholm: Svenska Petroleum Institutet .
- Stockholm Stad. (2023). *Resultatbilaga 2023. Redovisning av uppföljning av hållbarhetskrav i Norra Djurgårdsstaden.* Hämtat från <https://www.norradjurgardsstaden2030.se/resultat/bilaga/2023#masshantering>
- VA-syd, E.-p. f. (den 13 10 2021).
- Verbruggen, E. (2012). *Environmental risk limits for polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs): For direct aquatic, benthic, and terrestrial toxicity; RIVM report 607711007.*
- VISS. (2023). *VattenInformation Sverige.* Hämtat från <https://viss.lansstyrelsen.se/>
- VROM. (2009). *Soil Remediation Circular. Dutch Ministry of Housing, Spatial Planning and Environment (VROM).*
- VROM. (2009). *Dutch Target and Intervention Values, Soil Remediation Circular.* Dutch Ministry of Housing, Spatial Planning and Environment; Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer (VROM).
- ÅF. (2015). *ÅF – ÅF Infrastructure AB. Översiktlig miljöteknisk markundersökning på fastigheten Morkullan 9 i Eslövs kommun.*