

Cykeln 3 – 6, Hedemora

Riskbedömning avseende påträffade föroreningar
vid Bernard Hedlund f.d. metallfabrik



Sweco Sverige AB	556767-9849
Uppdrag	Riskbedömning Hedemora
Uppdragsnummer	30078256
Kund	Hedemora Kommun
Upprättad av	Silvia Gütschow
Granskad av	Erika Schedin
Datum	2025-04-01
Dokumentreferens	Förenklad riskbedömning_Cykeln_rev250401

Sammanfattning

Sweco har på uppdrag av Hedemora kommun genomfört en riskbedömning avseende påvisade markföroreningar inom Bernard Hedlunds f.d. metallfabrik på fastigheterna Cykeln 3 – 6 i Hedemora. Den historiska verksamheten omfattade ytbehandling av metaller med användning av bl.a. klorerade lösningsmedel. Föroreningar, klorerade alifater, metaller, PAH:er, PCB samt cyanid, har tidigare påvisats i mark, grund- och ytvatten samt porluft inom och nedströms nämnda fastigheter (WSP, 2008, Hifab 2012, WSP, 2023). En riskbedömning har tidigare tagits fram för fastigheterna Cykeln 1 – 8 samt Hedemora 6:1 av WSP med avseende på den aktuella markanvändning som gäller inom området i dagsläget (WSP, 2024). Den riskbedömning som utförts av Sweco under 2024–2025 avser att komplettera och uppdatera den tidigare utförda riskbedömningen med anledning av planerad detaljplaneändring inom ett delområde, fastigheterna Cykeln 3 – 6 (benämnt planområdet), som avser att omvandla byggnader på industrimarken till bostäder. Riskbedömningen syftar till att uppskatta vilka potentiella risker påvisade föroreningar kan komma utgöra för människors hälsa och miljö vid den planerade markanvändningen samt om riskerna kan behöva reduceras för att negativa effekter på miljö och människors hälsa inte ska uppstå idag eller i framtiden.

Utifrån resultaten från den genomförda riskbedömningen bedöms markföroreningar i ytliga marken (0 – 1 m under markytan) utgöra en oacceptabel risk för människornas hälsa med avseende på den planerade markanvändningen. Detta avser arsenik, barium, bly, kadmium, zink, PCB samt PAH-H, som styrs främst av intag av växter som exponeringsväg, förutom bly där exponeringsrisken är störst för intag av jord. Föroreningar är kopplade till fyllnadsmassor som påträffades i planområdets södra del, data från planområdets övriga delar är litet. Föroreningar i djupare marklagren bedöms sannolikt utgöra en acceptabel risk för människornas hälsa.

Markföroreningar i den ytliga marken indikerar vidare en oacceptabel risk för markecosystemet med avseende på barium, kadmium, koppar, krom, nickel, zink, samt PCB.

Påvisade föroreningar av klorerade lösningsmedel bedöms sannolikt utgöra en låg och acceptabel risk för människors hälsa och miljö. Dataunderlaget är dock begränsat och det rekommenderas att ytterligare prover uttas på grundvatten och porluft i syfte att verifiera resultaten från riskbedömningen.

Det ytliga grundvattnet bedöms inte utgöra ett skyddsobjekt men utgör en transportväg för föroreningar inom och från planområdet. En viss föroreningsspridning med det ytliga grundvattnet nedströms har observerats (Hifab, 2012 & WSP, 2023). Belastningsberäkningar som utförts visar dock att belastningen på ytvattenrecipienten, Munkbosjön, är mycket liten. Spridning från området bedöms således utgöra en acceptabel risk för nedströms recipient.

Det djupa grundvattnet under planområdet bedöms ej stå kontakt med det ytliga grundvattenmagasinet (Hifab, 2012), och risker för spridning och negativ påverkan av det djupa grundvattnet bedöms därmed som mycket liten.

Dataunderlaget är begränsat vilket medför vissa osäkerheter. Detta gäller speciellt markföroreningarna, där majoriteten av tidigare provtagningar är fokuserade på endast en fastighet, Cykeln 6 (planområdets södra del). Det rekommenderas att dataunderlaget kompletteras med ytterligare prover för att bedöma omfattningen av eventuella åtgärder. Kompletterande undersökningar bör i första hand fokusera på det ytliga marklagret för att möjliggöra indelning och anpassning av åtgärdsbehov efter olika delområden då befintliga resultat indikerar en stor variation av föroreningshalter i marken inom planområdet. Även dataunderlaget för djupare jord bör dock kompletteras.

Riskreducerande åtgärder bör fokusera på att minska förutsättningar för kontakt med förorenade jordmassor samt att skapa bättre förutsättningar för markecosystemet. Detta kan exempelvis uppnås genom schaktsanering eller någon typ av övertäckning, exempelvis med ett lager av ren jord samt geotextil. För att undvika att öppna upp nya spridningsvägar för

CAH eventuella nya ledningar och andra undermarkskonstruktioner förläggas till områden med låga halter CAH i grundvatten eller jord.

Riskbedömningen visar sammanfattningsvis att riskreducerande åtgärder kan komma att krävas för att minska risker för människor som kommer att vistas inom området vid den planerade markanvändningen (bostäder) samt för markmiljön inom området. Det finns flera olika metoder som kan tillämpas för att uppnå detta syfte och marken bedöms således kunna göras lämplig för sitt planerade ändamål.

Innehållsförteckning

Ordlista.....	7
1 Inledning	8
1.1 Bakgrund	8
1.2 Syfte	8
1.3 Avgränsningar	8
2 Omgivningsförhållanden.....	8
2.1 Geologi	9
2.2 Geohydrologi och hydrologi	10
2.3 Skyddsvärda områden	11
2.4 Markanvändning.....	11
3 Föroreningssituation	13
3.1 Jord	13
3.2 Grundvatten.....	14
3.3 Luft	15
3.3.1 Porluft.....	15
3.3.2 Inomhusluft	16
3.4 Dag- och ytvatten	17
3.4.1 CAH	17
3.4.2 Övriga ämnen	17
4 Problembeskrivning	18
4.1 Övergripande åtgärds mål.....	18
4.2 Föroreningar av potentiell betydelse	19
4.3 Skyddsobjekt	19
4.4 Exponeringsvägar	19
4.5 Spridningsvägar	20
4.6 Konceptuell modell.....	20
5 Resultat från tidigare utförd riskbedömning (WSP, 2024).....	21
5.1 Sammanfattning, resultat för Cykeln 3–6	21
5.2 Identifierat behov av anpassning för planerad detaljplanändring	23
6 Förutsättningar för riskbedömning.....	24
6.1 Jord	24
6.2 Grundvatten.....	25
6.3 Luft	26
6.4 Ytvatten	26
6.5 Sammanställning av indata till utförda beräkningar	27
7 Bedömningsgrunder	28
7.1 Platsspecifika riktvärden för jord	28
7.2 Bedömningsgrunder för inomhusluft och porluft	32
7.3 Bedömningsgrunder för ytvatten	33
8 Riskbedömning	33
8.1 Representativa halter	33
8.1.1 Jord	34
8.1.2 Grundvatten	37
8.1.3 Porluft.....	40
8.1.4 Inomhusluft	42
8.2 Riskkaraktärisering människors hälsa	43

8.2.1	Klorerade alifater	43
8.2.2	Övriga föroreningar	47
8.3	Miljörisker	50
8.3.1	Markmiljö.....	50
8.3.2	Skydd av ytvatten	51
8.4	Osäkerheter.....	56
8.4.1	Klorerade alifater	56
8.4.2	Övriga ämnen	57
8.5	Sammanfattande riskbedömning	58
8.5.1	Klorerade lösningsmedel	58
8.5.2	Övriga föroreningar	59
9.	Slutsatser och rekommendationer	59
10.	Referenser	61
Bilaga 1		62
Bilaga 2		63
Bilaga 3		64

Ordlista

DCE	Dikloreten, ett lösningsmedel som ingår i gruppen klorerade alifater
CAH	Klorerade alifater, grupp av lösningsmedel
PAH	Polyaromatiska kolväteföreningar
PCE	Tetrakloretylen, ett lösningsmedel som ingår i gruppen klorerade alifater
TCE	Triklöretylen, ett lösningsmedel som ingår i gruppen klorerade alifater
VC	Vinylklorid, ett lösningsmedel som ingår i gruppen klorerade alifater

1 Inledning

1.1 Bakgrund

Sweco Sverige AB har fått i uppdrag av Hedemora kommun att se över tidigare utförd riskbedömning för Bernard Hedlund f.d. metallfabrik (WSP, 2024) samt att komplettera och anpassa riskbedömningen m.a.p. förändrad markanvändning inom fastigheterna Cykeln 3 – 6 i Hedemora, från industrimark till bostadsmark. Den befintliga riskbedömningen (WSP, 2024) har utgått från fastigheternas nuvarande användning som industritomter. Då kommunen planerar att detaljplanelägga delar av området som bostadsmark har ett behov identifierats att se över den framtagna riskbedömningen och anpassa denna m.a.p. den nya markanvändningen.

1.2 Syfte

Syftet med den riskbedömningen är att, utifrån tillgänglig information samt baserad på tidigare framtagna riskbedömning för området:

- uppskatta vilka risker föroreningsituationen kan utgöra för människors hälsa och miljö vid den planerade markanvändningen
- utreda eventuellt behov av ytterligare undersökningar
- utreda om riskreducerande åtgärder kan komma att krävas för att reducera negativa effekter på miljö och hälsa.
- Ta fram översiktliga åtgärdsförslag ifall riskreducerande åtgärder bedöms nödvändiga

1.3 Avgränsningar

Riskbedömningen som redovisas i föreliggande dokument utgår från den riskbedömning som tidigare utförts av WSP (WSP, 2024) och som omfattar påvisade föroreningar i jord, grundvatten, ytvatten och porluft inom och nedströms fastigheterna Cykeln 1–8 samt Hedemora 6:1, se Figur 1. Bedömningen baseras på de resultat som framgår i riskbedömningen samt i rapporter från tidigare miljötekniska markundersökningar som utförts inom området (WSP, 2008; WSP, 2023 & Hifab, 2012).

Den föreliggande riskbedömningen omfattar endast fastigheterna Cykeln 3 – 6, då den planerade detaljplaneändringen till bostäder endast avser dessa fastigheter.

2 Omgivningsförhållanden

I följande kapitel redovisas en övergripande sammanfattning av de omgivningsförhållanden som ligger till grund för bedömningen, en mer detaljerad beskrivning återfinns i tidigare riskbedömning (WSP, 2024).

Utredningsområdet ligger ca 1,5 km nordväst om Hedemora centrum, se Figur 1, och omfattar fastigheterna Cykeln 3 - 6. Fastigheterna är belägna mellan Stadsbergets naturreservat i öst och Norelunds villaområde i väst. I söder angränsar ett litet skogsområde och i norr villatomter, se Figur 2.



Figur 1. Utredningsområdets ungefärliga läge markerat med röd cirkel (Bidragsgivare ©openstreetmap.org).

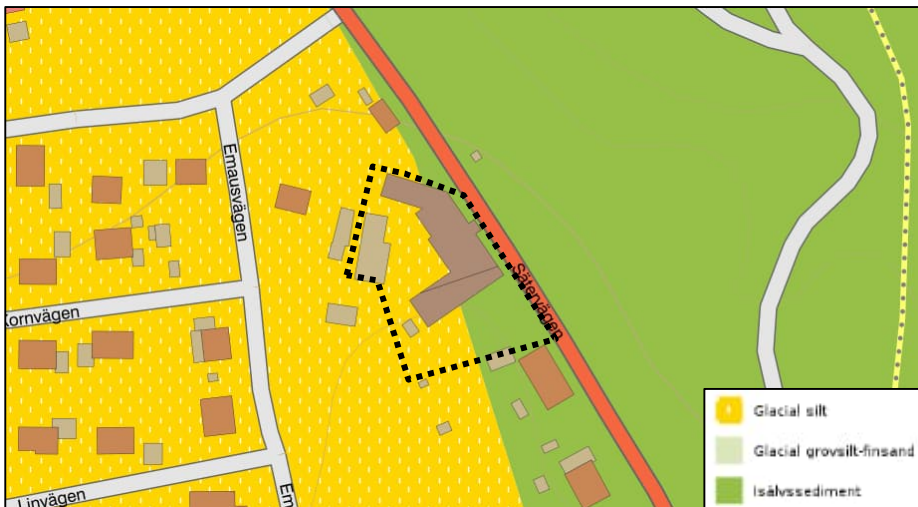


Figur 2. Aktuella fastigheter markerade med röd polygon © Lantmäteriet.

2.1 Geologi

Enligt SGU:s kartvisare består de naturliga jordarterna i området av glacial silt i centrala och västra delarna samt av isälvssediment i de östra delarna, se Figur 3. Djup till berg uppskattas vara 30 – 50 m i området (SGU, 2024).

Enligt tidigare undersökningar är marken inom de aktuella fastigheterna utfylld med fyllningsmassor av 0,4 – 2,0 m mäktighet, som underlagras av huvudsakligen sandigt eller siltigt naturligt material (Hifab, 2012).



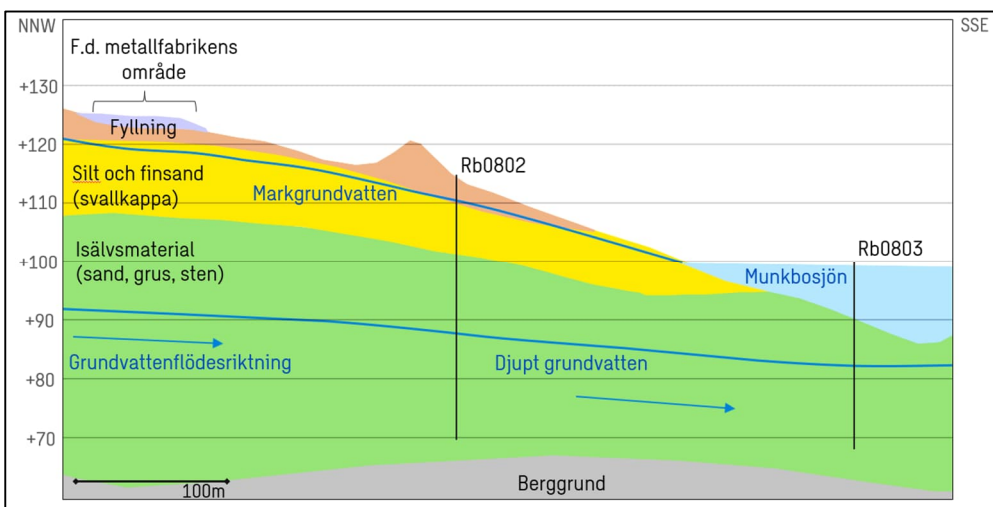
Figur 3. Aktuella fastigheter markerade med svart polygon (Karta från sgu.se).

2.2 Geohydrologi och hydrologi

Närmaste recipient är Munkbosjön, som ligger ca. 350 m söder om utredningsområdet.

Det djupa grundvattenmagasinet är lokaliserat i grövre åsmaterial på bedömt 25 m djup från markytan och utgör det djupa grundvattnet, som omfattas av vattenskyddet, se stycke 2.3. Strömningsriktningen i det djupa magasinet bedöms vara mot söder (Hifab, 2012).

Ytligt grundvatten har påträffats i de siltiga jordlagren och ligger ca. 1,5 – 3,0 m under markytan med en gradient mot Munkbosjön i söder (Hifab, 2012 & WSP, 2024)). Det ytliga grundvattnet antas sannolikt vara begränsade av den siltiga jorden, som bilda en barriär mot det djupa grundvattnet i det underliggande grövre åsmaterialet (Hifab, 2012). Baserat på data om skillnader i grundvattennivåer (Hifab, 2012), se Figur 4, verkar det inte finnas något utbyte mellan de två grundvattenmagasinen (WSP, 2024).



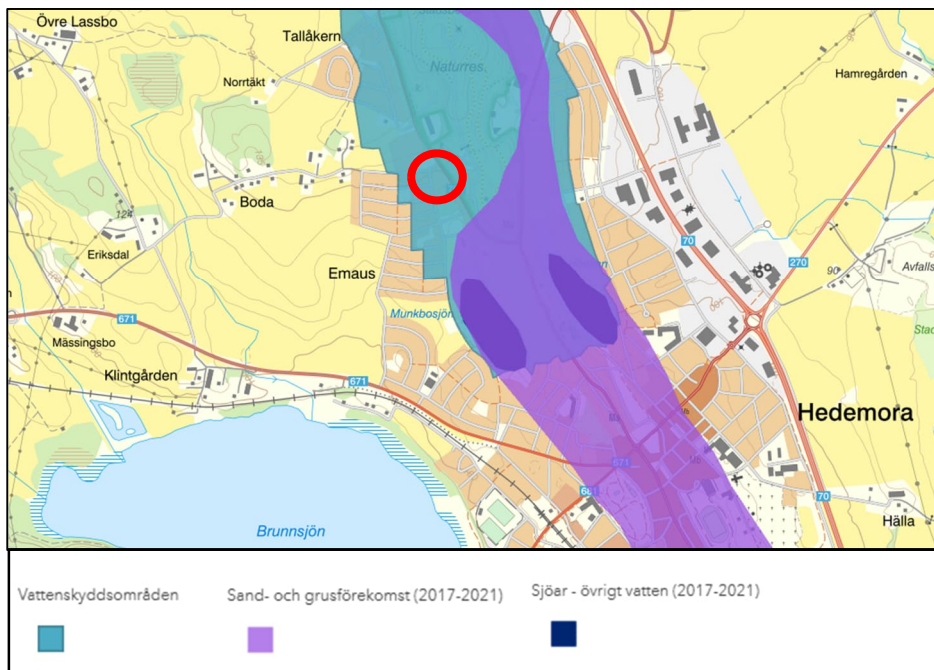
Figur 4. Profil från aktuella utredningsområdet i norr till recipient, Munkbosjön, i söder (modifierat efter Hifab, 2012).

2.3 Skyddsvärda områden

Naturreseptat Stadsberget angränsar öster om det aktuella utredningsområdet.

Fastigheterna ligger inom Petersburgs vattenskyddsområde (ID 2043696) (VISS, 2024). Därutöver finns grund- och dricksvattenförekomst SE668733-150625 i sandig- och grusig jord (Badelundaåsen) lokaliserad ca. 150 m sydväst om området (VISS, 2025), se Figur 5.

Munkbosjön utgör en övrig vattenförekomst (WA52925750), dvs. att vattenförekomsten är för liten för att klassas som ytvattenförekomst och kraven om klassning, miljöövervakning och parameterbedömning utgår (VISS, 2025). Närmaste ytvattenförekomst formas av Brunnsjön (WA58718991), som ligger ca. 1,3 km sydväst om undersökningsområdet och utgör recipienten till Munkbosjön, se Figur 5.



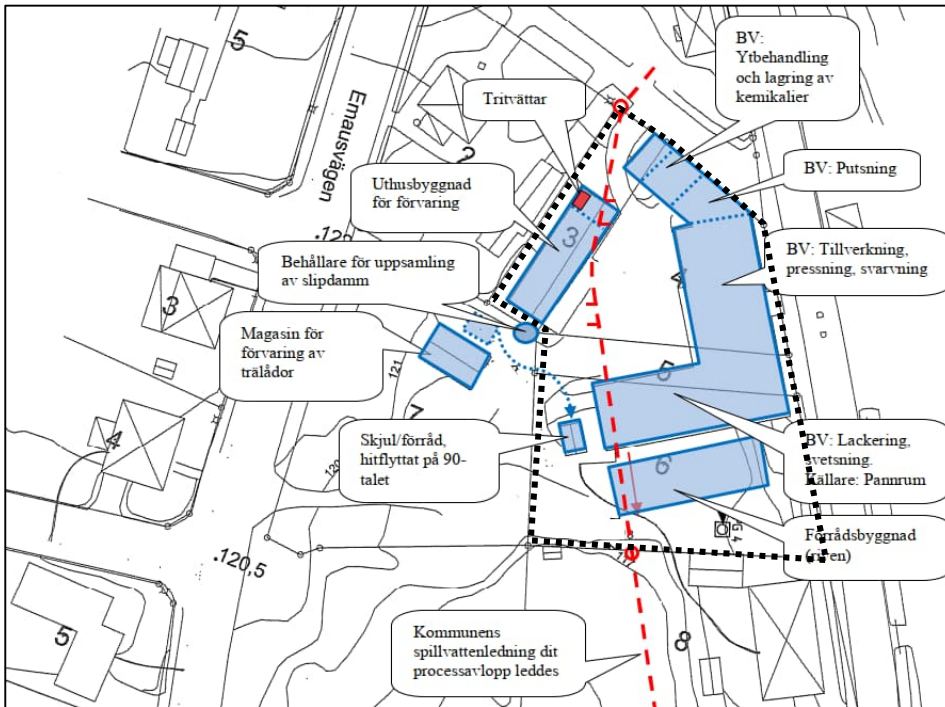
Figur 5. Lokalisering av vattenförekomster och skyddsområden. Aktuella fastigheterna markerade med röd cirkel (Karta från VISS, 2025).

2.4 Markanvändning

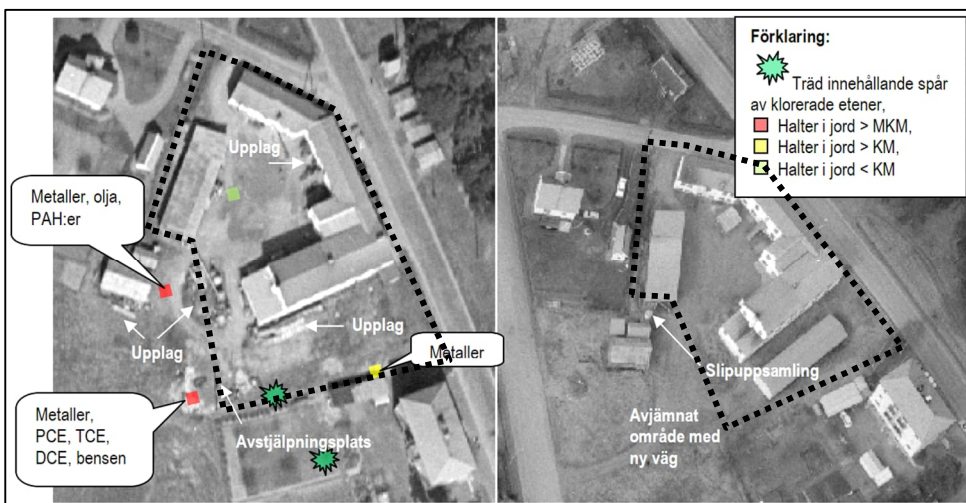
Tidigare har det funnits en industriell verksamhet i form av ytbehandling av metaller med halogenerade (klorerade) lösningsmedel på fastigheterna Cykeln 3–7, f.d. Bernard Hedlunds metallfabrik. Inom verksamheten tillverkades bl.a. cykel- och bildelar samt skidbindningar och i processerna användes det bl.a. kemikalier som cyanid, krom (VI), kadmium och trikloretylen. Produktionen lades ner under 1970-talet och ingen aktiv verksamhet finns på plats idag.

Huvudbyggnaden ligger på fastigheterna Cykeln 4 och 5 och användes tidigare som verkstad för tillverkning, pressning och svarvning, samt lackering och svetsning. I källaren fanns pannrummet. I norra delen av Cykeln 4 var ytbehandlingen belägen samt ett kemikalielager, se Figur 6a & b (Hifab, 2012).

Byggnaden på Cykeln 3 rymde avfettningslokalen och tvätt med trikloretylen samt förvaring, medan Cykeln 6 tidigare rymde en förrådsbyggnad som nu är riven (Hifab, 2012). Omkringliggande ytor är mestadels grusade (WSP, 2024).



Figur 6a. Lokalisering av byggnader och deras f.d. användning. Aktuella fastigheter markerade med svart polygon (Karta modifierad från Hifab, 2012).



Figur 6b. Lokaliseringen för förmodade avstjälnings- och upplagsplatser, behållare för slipuppsamling och en tidigare ej identifierad byggnad, år 1950 (vänster) och år 1973 (höger). Aktuella fastigheter markerade med svart polygon (Karta modifierad från Hifab, 2012).

3 Föroreningssituation

Information om områdets föroreningssituation baseras på undersökningar från Hifab (2012), WSP (2008 och 2023) samt WSP:s riskbedömning (2024). Här sammanfattas föroreningssituation med fokus på aktuellt utredningsområde, fastigheterna Cykeln 3–6.

2008 utfördes en översiktlig miljöteknisk undersökning av jord, sediment samt trädkärnor inom f.d. industriområdet samt områden nedströms (WSP, 2008).

Den inledande undersökningen följdes upp 2010 – 2011 med en fördjupad miljöteknisk markundersökning (Hifab, 2012), där provtagningen främst fokuserade på utredning av förekomst av klorerade lösningsmedel, då dessa bedömdes utgöra en potentiell risk för underliggande Badelundaåsen och grundvattentäkten. Undersökningarna omfattade porluft och inomhusluft, jord, grundvatten (ytligt grundvatten samt djupt grundvatten), dagvatten, avloppsvatten och ytvatten.

2021 – 2022 utfördes ytterligare undersökningar i syfte att komplettera tidigare utredningar och genomföra en huvudstudie samt skapa underlag för en riskbedömning (WSP, 2023). De kompletterande provtagningarna avsåg bl.a. att studera säsongsvariationer av föroreningar i vatten och porluft samt att förtäta provtagning i områden där CAH påträffats vid tidigare undersökningar och andra områden som inte undersökts tidigare. Därutöver riktades provtagningar mot en avloppsledning som leder genom området och som ledde bort processvattnet från den historiska verksamheten.

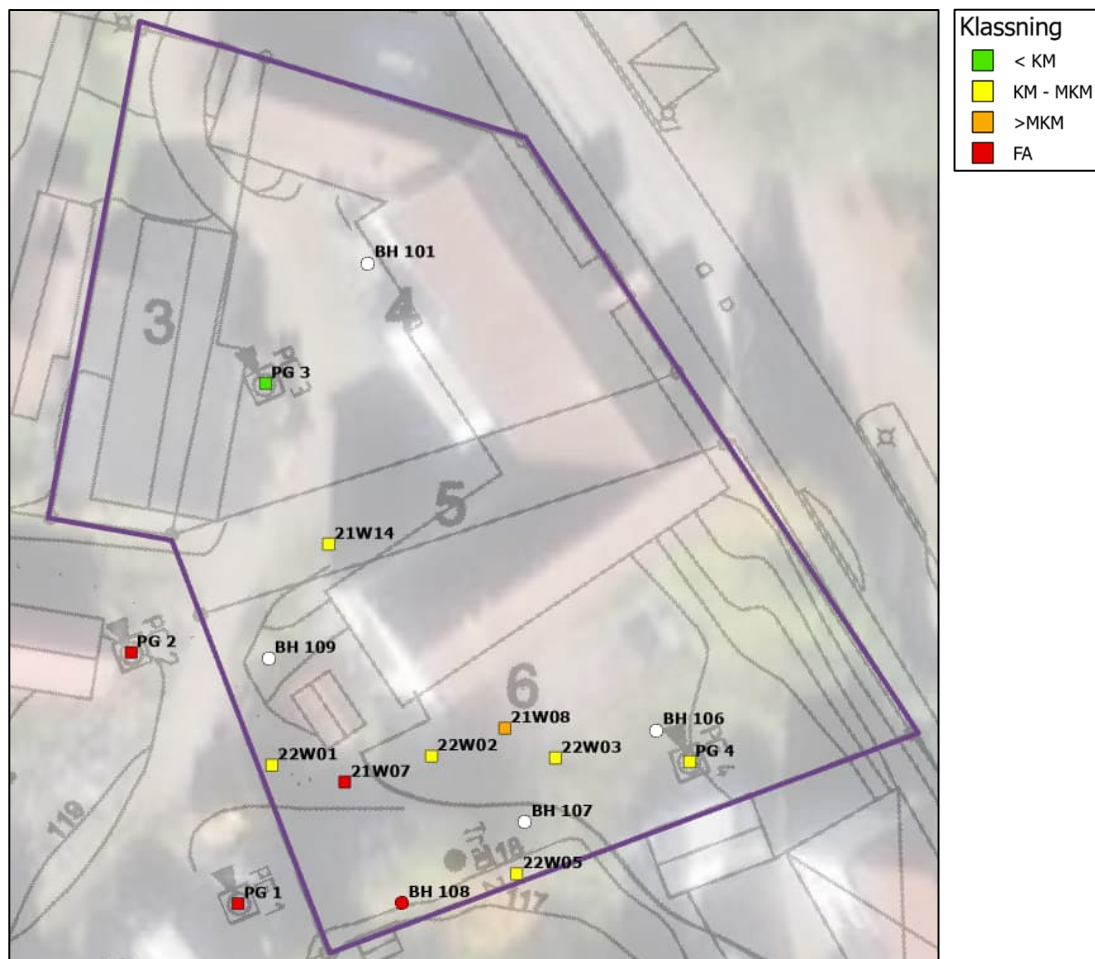
3.1 Jord

Prover som uttagits på jord inom fastigheterna Cykeln 3–6 uppvisar förhöjda föroreningshalter i majoriteten av undersökta provpunkter (WSP, 2008; Hifab, 2012; WSP, 2023), se Figur 6. Föroreningar påträffades både i yttlig mark samt djupare jordlager.

Tidigare undersökningar koncentrerades till fastigheten Cykeln 6, där det analyserades jordprover från 8 punkter. Huvuddelen av punkterna uppvisade halter av metaller över Naturvårdsverkets generella riktvärden för känslig markanvändning (KM). I enstaka punkter påvisades även PCB och kobolt över nämnt riktvärde samt cyanid över Naturvårdsverkets generella riktvärde för mindre känslig markanvändning (MKM). I två punkter, BH 108 och 21W07 (Figur 6), påvisades kraftigt förhöjda halter av koppar och zink, över Avfall Sveriges föreslagna haltgränser för farligt avfall (Avfall Sverige, 2019).

Klorerade alifater undersöktes i jord från fyra punkter (PG 3, PG 4, BH 107 och BH 108 (Figur 7)) inom det aktuella området. Inga halter över KM påvisades, mestadels låg halterna under laboratoriets rapporteringsgräns.

Däremot uppvisade PG 1 på Cykeln 7, just väster utanför det aktuella utredningsområdet, halter över MKM för TCE och PCE, i ett prov (0,7 – 1,1 m u my).



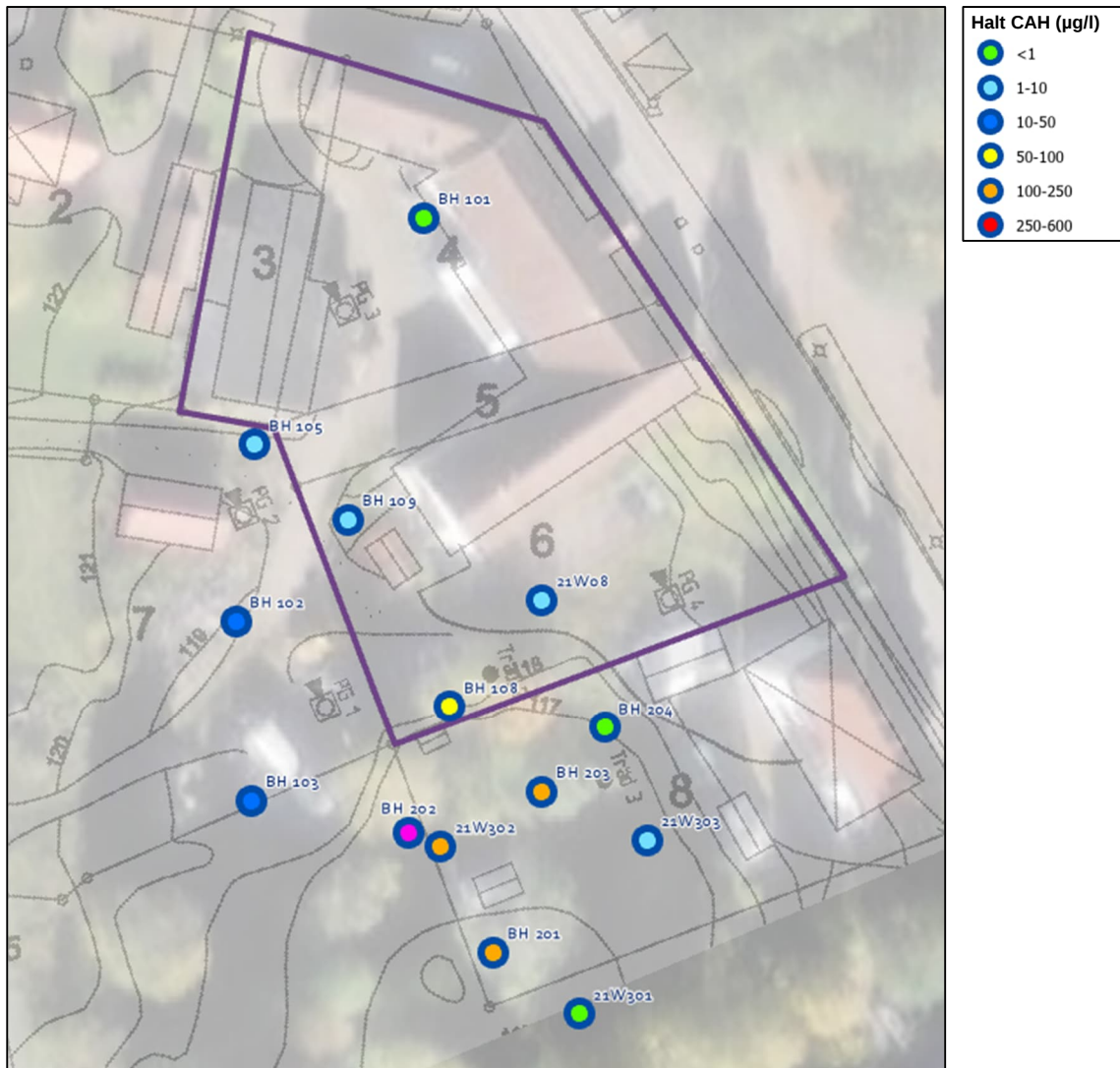
Figur 7. Karta över påträffade markföroreningar Cykeln 3 – 6. Klassificeringen avser Naturvårdsverkets generella riktvärden för KM och MKM samt Avfall Sveriges föreslagna haltgränser för farligt avfall (FA). Kartan visar högsta tilldelade klass per provpunkt, oavsett ämne. Observera att kartan representerar endast punkternas ungefärliga läge

3.2 Grundvatten

Djupt grundvatten har provtagits under 2011 i flera observationsrör i områdets omgivning. Inga klorerade alifater påträffades i halter över laboratoriets rapporteringsgräns (Hifab, 2012).

Det ytliga grundvattnet inom och i anslutning till utredningsområdet provtogs i flera omgångar, 2011 (Hifab, 2012) samt 2021 (två gånger) och 2022 (WSP, 2023).

Halterna av summa TCE + PCE översteg riktvärdet för dricksvatten (10 µg/l) i ett flertal rör i det ytliga magasinet vid samtliga utförda provtagningar, se Figur 8.



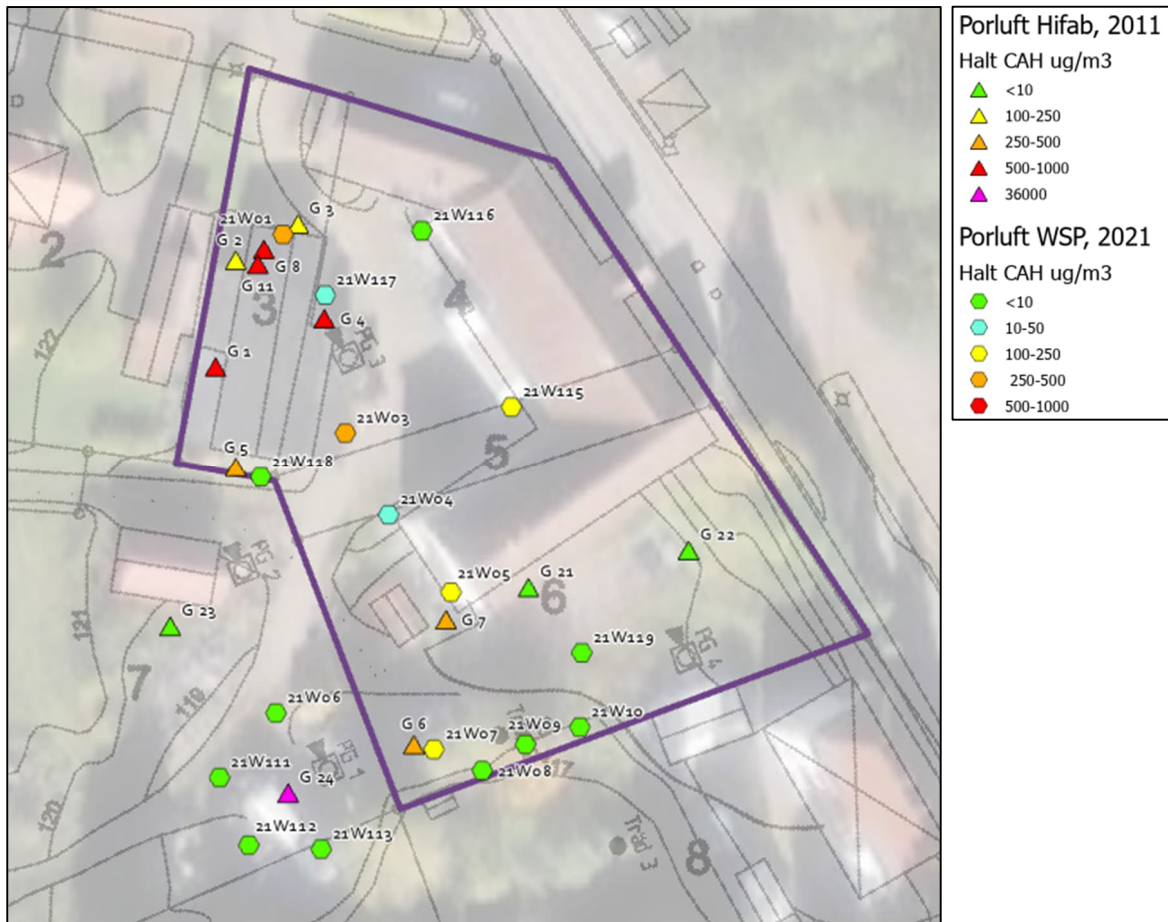
Figur 8. Karta över halter CAH i ytligt grundvatten på Cykeln 3 – 6 samt omgivningen. Figuren redovisar högsta uppmätta halt av CAH i respektive provpunkt vid samtliga utförda undersökningar. Observera att kartan representerar endast punkternas ungefärliga läge.

3.3 Luft

Klorerade alifater har påträffats både i porluft och inomhusluft.

3.3.1 Porluft

Både TCE och PCE har uppmätts i porluft i flera punkter inom det aktuella utredningsområdet. Högsta påträffade halter inom planområdet återfinns under och runt byggnaden på Cykeln 3, se Figur 9. Punkt G4 uppvisar högsta halten TCE med 960 µg/m³, medan högsta halt PCE uppmättes i punkt G1 med 530 µg/m³ (Hifab, 2012).

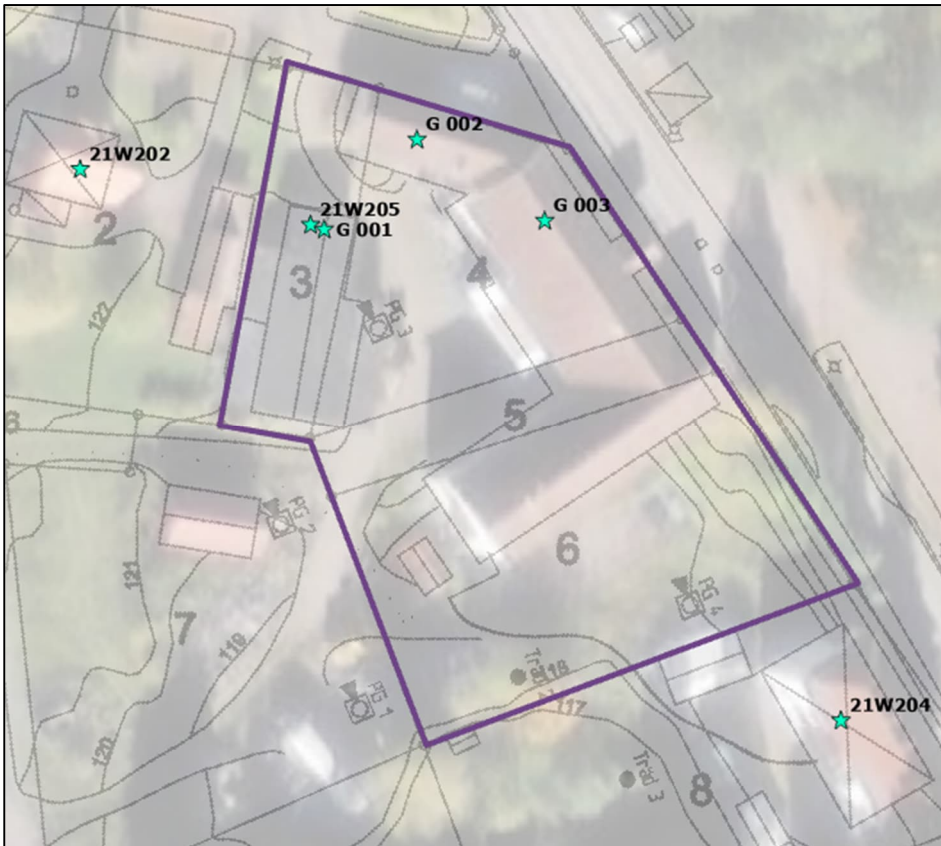


Figur 9. Karta över halter klorerade alifater inom Cykeln 3 – 6 samt omgivningen. Observera att kartan representerar endast punkternas ungefärliga läge.

3.3.2 Inomhusluft

Både TCE och PCE har delvist påträffats i inomhusluft inom aktuella planområdet. Halterna varierade mellan $<0,08 \mu\text{g}/\text{m}^3$ och $0,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ för TCE, med högsta halterna i punkt G 001 och G 003. Halterna PCE varierar mellan $<0,09$ och högsta halten i punkt 21W202, $0,32 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Majoriteten av klorerade alifater påträffades i halter under laboratoriets rapporteringsgräns.

För punkternas ungefärliga läge se Figur 10 nedan.



Figur 10. Karta över provpunkterna för inomhusluft (Hifab, 2012 & WSP, 2022). Observera att kartan representerar endast punkternas ungefärliga lägen.

3.4 Dag- och ytvatten

Dag- och ytvatten har undersökts vid flera tillfällen i brunn, diken samt i recipienten Munkbosjön. Munkbosjön utgör ingen ytvattenförekomst och jämförelse mot miljökvalitetsnormer (MKN) är därför inte aktuell, däremot har uppmätta föroreningshalter jämförts mot lågriskvärden för ytvatten som hämtats från Naturvårdsverkets beräkningsmodell (Cc_{crit_sw}).

3.4.1 CAH

Klorerade alifater påträffades endast i låga halter i dagvatten och ytvattendiket under 2011 (Hifab, 2012), samt under laboratoriets rapporteringsgräns i Munkbosjön. Undersökning av dagvattnet år 2021 (WSP, 2023) påvisade inga halter av CAH över rapporteringsgräns (WSP, 2024).

Samtliga halter CAH understiger riktvärden i Naturvårdsverkets modell (Cc_{crit_sw}) för PCE respektive TCE.

3.4.2 Övriga ämnen

Metaller samt cyanid har undersökts i dag- och ytvatten och delvis påträffats i halter över Cc_{crit_sw} (dagvatten). Metallhalterna i recipienten Munkbosjön låg däremot under laboratoriets rapporteringsgräns förutom för bly och zink (Hifab, 2012), där halterna dock understeg Cc_{crit_sw}.

4 Problembeskrivning

4.1 Övergripande åtgärds mål

De övergripande åtgärds målen är en viktig del av riskbedömningsprocessen och arbetet med att vid behov genomdriva åtgärder. Tillvägagångssättet och principerna för att ta fram övergripande åtgärds mål beskrivs i Naturvårdsverkets vägledning (Naturvårdsverket, 2009b).

De övergripande åtgärds målen beskriver vad man vill uppnå med en efterbehandlingsåtgärd och visar i första hand vilken användning eller funktion som önskas inom ett område samt vilka störningar kopplade till föroreningar som kan accepteras inom området eller i omgivningen. De övergripande åtgärds målen ska ligga till grund för det fortsatta arbetet med att bedöma risker och eventuellt behov av åtgärder för att reducera risker.

Övergripande åtgärds mål för föroreningarna på fastigheterna Cykeln 3 - 6 har tagits fram med avseende på den planerade framtida markanvändningen inom området samt med avseende på de skyddsobjekt och platsspecifika förutsättningar som identifierats i den konceptuella modellen, se avsnitt 4.5.

Förhöjda metall- och cyanidhalter samt halter PAH:er och PCB har påträffats i marken inom fastigheterna Cykeln 3 - 6. I det ytliga grundvattnet har det påträffats förhöjda halter av klorerade alifater.

Med bakgrund av ovanstående föreslås följande övergripande åtgärds mål:

- (1) Påvisade föroreningar inom planområdet ska inte innebära oacceptabla hälsorisker för människor som kommer att bo och vistas på området vid den planerade markanvändningen.
- (2) Spridning av föroreningar från planområdet ska inte medföra oacceptabla hälsorisker för människor som bor eller vistas i angränsande områden.
- (3) Spridning från området ska inte innebära oacceptabla risker för ytvattenrecipient Munkbosjön samt ytvattenförekomsten nedströms, Brunnnsjön
- (4) Spridning från området ska inte innebära oacceptabla risker för djupa grundvattenförekomsten under och nedströms fastigheterna.
- (5) Föroreningssituationen inom planområdet ska inte innebära en oacceptabel påverkan på markecosystemets förmåga att utföra de funktioner som förväntas vid den planerade markanvändningen.

Åtgärds målen 2, 3 och 4 överensstämmer med de övergripande åtgärds mål som framtog i tidigare riskbedömning (WSP, 2024). Åtgärds mål 1 har modifierats för att ta hänsyn till den planerad detaljplaneändringen och byggnaders omvandling till bostäder. Åtgärds mål 5, avseende markecosystem, har tillkommit då markmiljön identifierats som ett skyddsobjekt vid den planerade markanvändningen.

4.2 Föroreningar av potentiell betydelse

De föroreningar som bedömts vara av potentiell betydelse inom området är de som påträffats i grundvattnet samt i halter överskridande riktvärdena för KM i jord. Dessa föroreningar är CAH:er och metaller samt cyanid, PCB och PAH:er.

4.3 Skyddsobjekt

Följande skyddsobjekt har identifierats för det aktuella området:

- Människor (boende och besökande) som vistas inom planområdet samt nedströms området
- Grundvattenförekomst i de djupa jordlagren under planområdet
- Grundvattenförekomst nedströms planområdet
- Markmiljön inom planområdet
- Ytvattenrecipient Munkbosjön

4.4 Exponeringsvägar

Markföroreningarna består huvudsakligen av metaller som återfinns både i ytlig och djup mark. Ytliga föroreningar utgör därmed en potentiell risk för exponering genom intag av jord, inandning av damm och hudkontakt med jord och damm, där ytorna inte är hårdgjorda. Exponering för föroreningar i djupa marken bedöms mindre sannolik, då dessa inte är direkt tillgängliga för intag eller hudkontakt.

Vidare bedöms intag av växter och grödor utgöra en möjlig exponeringsväg, om växter odlas i marken vid den framtida markanvändningen. Det är främst föroreningar i den ytliga jorden som är tillgänglig för upptag eftersom växternas rötter till mycket stor del är koncentrerade till ytlig jord och i mindre utsträckning har direktkontakt med djupare liggande förorenad jord.

Nyttjande av yttlig grundvatten för dricksvattenändamål bedöms inte vara aktuellt i nuläget eller inom en överskådlig framtid eftersom området är försett med kommunalt dricksvatten. Intag av dricksvatten från det djupa grundvattenmagasinet skulle kunna utgöra en exponeringsväg om det föreligger spridning till detta magasin. Baserat på utförda undersökningar bedöms det inte pågå någon spridning till det undre magasinet.

Inandning av ångor kan utgöra en exponeringsväg för flyktiga ämnen, såsom klorerade lösningsmedel. Nämnade föroreningar har påvisats i grundvatten och porluft inom och nedströms planområdet. Exponering kan ske om ångor som avgått från föroreningar i jord eller grundvatten tränger in i byggnader inom eller nedströms detaljplaneområdet och där förorenar inomhusluften. Den nämnda exponeringsvägen bedöms vara av störst betydelse i framtida och befintliga bostadsbyggnader eftersom människor vistas/kommer att vistas stadigvarande i denna typ av byggnader vid den planerade markanvändningen.

Exponering via inandning av ånga bedöms inte utgöra en betydande exponeringsväg vid vistelse utomhus eftersom eventuella föroreningsångor som når markytan kommer att spädas ut i mycket stor omfattning vid kontakt med atmosfärluften.

De identifierade exponeringsvägarna avviker delvis från de antaganden som legat till grund för den tidigare riskbedömningen då denna utgått från att planområdet nyttjas som industrimark (WSP, 2024), medan aktuell utredning

avser omvandling av fastigheterna till bostadsmark med permanent vistelse av människor.

4.5 Spridningsvägar

Möjliga spridningsvägar varierar beroende på föroreningarnas egenskaper.

Inom området förekommer flyktiga ämnen, främst klorerade alifater. Flyktiga ämnen kan spridas genom förångning från mark eller grundvatten till porluft. Förorening som förekommer löst i grundvatten kan endast övergå i gasfas vid grundvattenytan. Eventuell ångtransport sker i den omättade zonen (ovan grundvattenytan). Förorening som förekommer i jord under grundvattenytan måste lösas i grundvattnet och transporteras till grundvattnets yta innan gasavgång kan ske. Ångor som når områden under byggnader kan spridas vidare in i byggnad och påverka inomhusluften. Spridning av ångor kan även ske via ledningsgravar samt via avloppsledningar till inomhusluft.

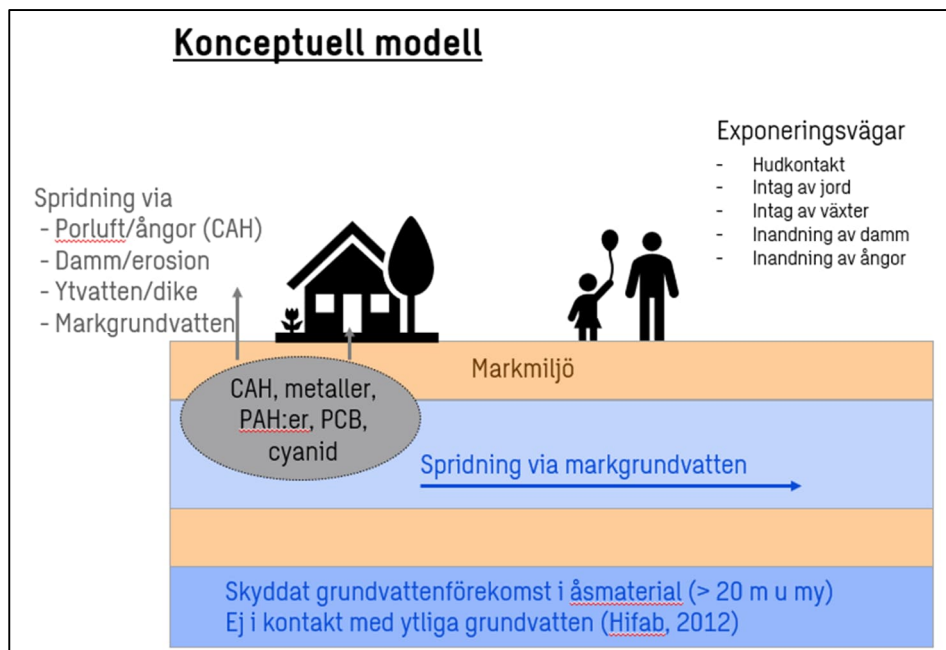
Föroreningar i den omättade zonen (ovan grundvattenytan) kan lakas ur och transporteras till ytligt grundvatten med nederbörd som infiltrerar genom de förorenade jordmassorna. Föroreningar i den mättade zonen (under grundvattenytan) kan lakas ur till grundvatten som flödar genom de förorenade jordmassorna. Med grundvattnet kan föroreningar spridas till omgivande områden och recipienter.

Baserat på de hydrogeologiska förutsättningarna på platsen (se avsnitt 2.2) bedöms det inte finnas någon hydraulisk kontakt mellan det övre och det undre grundvattenmagasinet inom eller direkt nedströms planområdet. Undersökningar som utförts av grundvatten i det undre magasinet har inte indikerat att det sker någon mätbar spridning av föroreningar från det övre till det undre magasinet. Spridning med grundvatten bedöms således främst ske i det ytliga magasinet. Huvudströmningsriktningen i det ytliga magasinet bedöms vara åt syd.

Ytligt belägna föroreningar (föroreningar som förekommer direkt i markytan) kan även spridas via avrinning från marken till ytvatten samt via damning. För djupare belägna föroreningar är dessa spridningsvägar av mindre betydelse.

4.6 Konceptuell modell

En sammanfattande konceptuell modell har tagits fram för föroreningssituationen. I den konceptuella modellen nedan illustreras överskådligt de identifierade föroreningskällorna och skyddsobjekten samt de potentiella spridnings- och exponeringsvägarna, se Figur 11.



Figur 11. Översiktlig konceptuell modell.

5 Resultat från tidigare utförd riskbedömning (WSP, 2024)

Planområdet ingår i verksamhetsområdet för Bernard Hedlunds f.d. metallfabrik. Verksamhetsområdet, som omfattar fastigheterna Cykeln 1–8 samt Hedemora 6:1, har undersökts i omgångar (se avsnitt 3). En riskbedömning har tidigare utförts avseende påvisade föroreningar inom området (WSP, 2024). WSP:s riskbedömning utgår från den nu gällande markanvändningen. Resultaten från riskbedömningen sammanfattas nedan. Sammanfattningen fokuserar på de resultat som berör det aktuella detaljplaneområdet (fastigheterna Cykeln 3–6).

5.1 Sammanfattning, resultat för Cykeln 3–6

Vid riskbedömningen delades området in i olika användningsområden, baserat på den befintliga markanvändningen. Fastigheterna Cykeln 3–7 tilldelades användningsområde "industrimark" där den tidigare miljöfarliga verksamheten var belägen.

Påvisade föroreningshalter i mark utvärderades baserat på platsspecifika riktvärden som beräknats för metaller i jord. För delområdet Cykeln 3–7 utgick utvärderingen från riktvärden som beräknats för markanvändningsscenariot industrimark. Uppmätta metallhalter i jord inom delområdet var generellt låga jämfört med dessa riktvärden. Bly påvisades i förhöjda halter i delområdets södra del men det ansågs inte utgöra en oacceptabel risk för människornas hälsa. Även kadmium påvisades i förhöjda halter i förhållande till beräknade riktvärden, men halterna bedömdes inte innebära en oacceptabel hälsorisk vid

hänsyn till biotillgängliga halter som uppmätts vid orala biotillgänglighetstest (25 %).

Riskbedömningen konstaterade vidare att klorerade ämnen sannolikt inte förekommer i fri fas inom området samt att utbredningen av påträffade föroreningar sannolikt är begränsad. Det identifierades inget källområde för påvisade föroreningar av CAH utan påvisade föroreningar hänvisades till läckage, spill eller liknande. Föroreningsförekomsten bedömdes inte medföra oacceptabla hälsorisker med hänsyn till den aktuella markanvändningen. Bedömningen baserades dels på uppmätta halter av CAH i inomhusluft, dels på halter som beräknats för inomhusluft baserat på uppmätta halter i grundvatten och porluft. Beräkningarna utfördes med de beräkningsmodeller som beskrivs i Naturvårdsverkets vägledningsmaterial för beräkning av riktvärden i förorenad mark (WSP, 2024) och baserades på högsta uppmätta halter i nämnda medier.

Cyanidhalter i jord bedömdes inte heller utgöra någon oacceptabel hälsorisk, på grund av den påträffade föroreningens djup, 2 m u my, vilket bedömdes innebära en mycket liten risk för humanexponering.

Markekosystemet bedömdes ha lågt skyddsvärde inom Cykeln 3–7 eftersom marken uppvisar tydlig förekomst av fyllnadsmaterial samt att markmiljön anses ha påverkats av den långa historien av industriell verksamhet.

Riskbedömningen konstaterade vidare att det finns indikation på att det pågår en viss spridning av metaller, cyanid samt klorerade alifater (CAH) från fastigheterna till nedströms belägna områden, både via ytligt grundvatten samt diket. Metallhalter minskar nedströms både i ytligt grundvatten samt i ytvatten i diket och halter uppmätta i Munkbosjön understiger Ccrit_sw (2011). Detta tyder på att det sker en betydande fastläggning i marken och/eller utspädning varför risken för oacceptabel påverkan på recipienten, Munkbosjön, bedömdes vara mycket liten. CAH uppmättes ej över laboratoriets rapporteringsgräns i grundvattenröret närmast ytvattenrecipient, 21W305, i diket eller i Munkbosjön. Uppmätta metallhalter i det nämnda grundvattenröret var mycket låga till måttliga enligt SGU:s bedömningsgrunder (2013) (WSP, 2023) och förutom zink och bly uppmättes inga halter över rapporteringsgräns i Munkbosjön (Hifab, 2012).

En belastningsberäkning utfördes med avseende på föroreningstransport via markgrundvattnet för att estimerar belastningen i Munkbosjön. Baserat på resultat från beräkningarna bedömdes risken för en oacceptabel påverkan på recipienten till följd av spridning som liten. Inga analyser av cyanidhalter i Munkbosjön finns i nuläget. Belastningsberäkningen indikerar dock att spridningen av cyanid från utredningsområdet inte bör resultera i cyanidhalter i Munkbosjön över Ccrit_sw, detta baserat på halterna som uppmättes i grundvattnet längre uppströms och förväntad reduktion via fastläggning i marken.

Det ytliga grundvattnet bedömdes inte ha något skyddsvärde utan utgör endast ett transportmedium. Det ytliga och det djupa grundvattnet bedömdes inte ha någon hydraulisk kontakt vilket indikeras av stora skillnader i grundvattennivåer. Området är försett med kommunalt vatten och avlopp och det bedöms inte ske någon spridning till det djupa grundvattnet, vilket gör att dricksvatten inte bedöms utgöra en exponeringsväg.

5.2 Identifierat behov av anpassning för planerad detaljplanändring

I projektets inledning utfördes en genomgång av den tidigare utförda riskbedömningen för Bernard Hedlunds f.d. metallfabrik med syfte att identifiera vilka delar som behöver anpassas för att beakta de nya förutsättningarna inom planområdet. Resultaten redovisas i Tabell 1 tillsammans med en kommentar om vilka åtgärder som bedöms nödvändiga för att anpassa riskbedömningen till de nya förutsättningarna.

Tabell 1. Identifierat åtgärdsbehov baserat på WSP:s riskbedömning (2024).

Typ	Tillämpbart vid nya förutsättningar	Kommentar	Åtgärd
Konceptuell modell			
Exponeringsförutsättningar	Delvis	Exponeringsförutsättningar utgår från industrimark i ytliga marken (0 – 1 m u my), för djupare mark kan antagandena återanvändas	Ändrad bedömning utifrån exponeringsförutsättningar för bostadsmark
Spridningsförutsättningar			
Till grundvatten	Ja	Den förändrade markanvändningen antas inte förändra förutsättningar för spridning till skyddsvärt grundvatten	WSPs antaganden och slutsatser kontrolleras och sammanfattas i rapporten
Till ytvatten	Ja	Den förändrade markanvändningen antas inte förändra förutsättningar för spridning till skyddsvärt ytvatten	WSPs antaganden och slutsatser kontrolleras och sammanfattas i rapporten
Till byggnad	Ja	Den förändrade markanvändningen antas inte förändra förutsättningar för spridning till byggnad. Däremot är uppmätta halter av flyktiga ämnen i mark och grundvatten inom det aktuella detaljplaneområdet lägre än de halter som uppmäts inom området som berörts av WSPs utredning.	Den konceptuella modellen ses över.
Skyddsobjekt	Delvis	Markmiljöns skyddsvärde bör ses över	Riskbedömningen avseende markmiljö uppdateras
Bedömningsgrunder			
Platsspecifika riktvärden	Delvis	Riktvärden för bostadsmark bedöms tillämplbara för Cykeln 3–6. Flera ämnen behöver läggas till då de saknas i bedömningen map. industrimark	Beräkning av riktvärden för flera metaller, cyanid, PCB och PAH:er i jord
Bedömningsgrunder för ytvatten	Ja	Den förändrade markanvändningen antas inte förändra bedömningsgrunder för ytvatten.	WSPs antaganden och slutsatser kontrolleras och sammanfattas i rapporten
Bedömningsgrunder för porluft/inomhusluft	Ja	Riktvärden baseras på riskbaserade koncentrationer i inomhusluft samt, för porluft, en antagen utspädning mellan porluft och inomhusluft. Den förändrade markanvändningen medför inget behov av att justera dessa värden.	Sweco har sett över riktvärden, ingen justering bedöms vara motiverad (se avsnitt 7.2)

Typ	Tillämpbart vid nya förutsättningar	Kommentar	Åtgärd
Bedömning av biotillgänglighet	Nej	WSP använder den uppmätta biotillgängligheten som relativ biotillgänglighet. Den uppmätta biotillgängligheten ska sättas i relation till den biotillgänglighet som tillämpats vid framtagande av toxikologiska referensvärden (TDI) (Naturvårdsverket, 2016), vilket WSP tycks ha missat. Resultaten från biotillgänglighetstesten indikerar, tvärtom vad WSP har antagit, att biotillgängligheten av kadmium är högre än de standardantagande som finns i Naturvårdsverkets beräkningsmodell. (se vidare resonemang under avsnitt 8.2.2.)	Översyn av biotillgänglighetens betydelse för riskbedömningen.
Beräkningar			
Belastningsberäkningar	Delvis	Den förändrade markanvändningen antas inte påverka spridningen från platsen. Beräknad belastning är delvis felaktigt och bör ses över för att bedöma områdets belastning på recipienten.	Beräkningarna kontrolleras, korrigeras och utökas.
Representativa halter	Nej	De representativa halter som beräknats av WSP avser fastigheterna 3–7. Cykeln 7 omfattas inte av den nya detaljplanen.	Nya representativa halter beräknas för Cykeln 3–6.
Beräkning av halter i inomhusluft	Nej	Beräkningar avser normaltät jord. Eftersom fyllning påträffats i den ytliga delen av markprofilen i huvuddelen av undersökta provpunkterna bör beräkningar avseende potentiell ångtransport till framtida bostäder baseras på förutsättningar för genomsläpplig jord. Detta medför mer konservativa beräkningar jämfört med beräkningar som baseras på förutsättningar vid normaltät jord. Vidare baseras WSPs beräkningar på halter som uppmätts utanför det aktuella detaljplaneområdet (Cykeln 3-6).	Nya beräkningar avseende ångtransport från grundvatten och porluft till byggnad utförs. Beräkningar utförs för genomsläpplig jord och baseras på högsta uppmätta halter av CAH inom Cykeln 3–6.

6 Förutsättningar för riskbedömning

Riskbedömningen avseende miljö och hälsorisker inom fastigheterna Cykeln 3 – 6, Hedemora kommun.

6.1 Jord

Riskbedömningen fokuserar på föroreningar som påträffades i halter över Naturvårdsverkets riktvärden för känslig markanvändning (KM) i marken inom planområdet. Hälsorisker kopplade till exponering för föroreningar i jord utvärderas utifrån uppmätta föroreningshalter i jord samt platsspecifika riktvärden för jord vid bostäder som beräknats av WSP (se avsnitt 8.1.). Riktvärdena beaktar de exponeringsvägar som identifierats för förorenad jord

inom området (intag av jord och damm, hudkontakt med jord och damm, inandning av damm samt intag av växter, se avsnitt 4.4).

Risker för markmiljö utvärderas utifrån uppmätta halter i jord samt generella riktvärden för markmiljö för den ytliga marken (0 – 1 m u my). Riktvärden avser skydda 75 % av marklevande arter (skyddsnivå enligt KM) och har hämtats från Naturvårdsverkets beräkningsmodell version 2.2 (Naturvårdsverket, 2024).

Risker som avser spridning från jord till grundvatten utvärderas utifrån uppmätta halter i grundvatten, se påföljande avsnitt.

6.2 Grundvatten

Exponering för föroreningar i grundvatten bedöms, som nämnts tidigare, kunna ske via inandning av ånga som kan avgå från flyktiga föroreningar. Inga andra exponeringsvägar har identifierats för föroreningar i grundvatten.

Hälsorisker kopplade till föroreningar i grundvatten utvärderas utifrån teoretiska halter i inomhusluft som beräknats utifrån uppmätta halter i grundvatten. Beräknade halter i inomhusluft jämförs mot lågriskvärden för inomhusluft (se avsnitt 7.2). Beräkningarna utgår från de transportmodeller som redovisas i Naturvårdsverkets vägledningmaterial för beräkning av riktvärden för förorenad mark (Naturvårdsverket, 2009). Angreppssättet är detsamma som tillämpats av WSP vid tidigare utförd riskbedömning.

Vid beräkningarna antas jorden i anslutning till byggnaden vara av genomsläpplig karaktär. Detta eftersom huvuddelen av de jordmassor som påträffats inom planområdets ytliga jordlager (ca 0–2 m) utgörs av fyllnadsmassor.

De antaganden som legat till grund för beräkningarna redovisas i Tabell i avsnittets sista kapitel (6.5 *Sammanställning av indata till utförda beräkningar*). En utförlig beskrivning av utförda beräkningar redovisas i Bilaga 1.

Beräkningar har endast utförts för CAH eftersom uppmätta halter av övriga flyktiga ämnen i grundvatten är låga. Motsvarande beräkning utförs inte för CAH i jord eftersom dessa ämnen inte påvisats i förhöjda halter inom planområdet.

Miljörisker kopplade till spridning med grundvatten utvärderas baserat på belastningsberäkningar¹ som utförts för området (se avsnitt 8.3.). Belastningsberäkningar har utförts av WSP baserat på uppmätta föroreningshalter i det ytliga grundvattnet i området samt beräknat grundvattenflöde till recipienten. Beräkningar baseras på beräknat grundvattenflöde (Darcyflöde) från industriområdet, som har utförts av WSP (2024) och bygger på markens genomsläpplighet (hydraulisk konduktivitet), grundvattnets gradient samt tvärsnittsarean av vattenförande lagret. Då vi har olika jordlager med olika genomsläpplighet anges hydrauliska konduktiviteten som ett spann, vilket resulterar i en minst och maximalt möjligt flöde och vidare i minimal och maximal spridning. För detaljerat resonemang, se tidigare utfört riskbedömning (WSP, 2024). Beräkningarna har kontrollerats av Sweco och korrigerats då redovisade beräkningar delvis bedömdes som felaktiga. Förhållanden för föroreningsspridning bedöms inte påverkas av planerad

¹ Med belastningsberäkningar avses den beräknade transporten av föroreningar med grundvatten till närliggande ytvatten.

ändring av markanvändning. Därmed anses tidigare resonemang av WSP (2024) fortfarande aktuella.

I tillägg har Sweco beräknat den halt som det förorenade området kan bidra med till recipienten. Beräkningarna baseras på halter i grundvatten samt den spädning som kan förväntas ske vid utflöde i recipienten. Beräkningarna tar inte hänsyn till naturliga processer som kommer att ske vid transporten till recipienten så som fastläggning, utspädning och nedbrytning i marken och är således konservativa.

Beräkningarna har utförts enligt:

$$\text{Haltbidrag} = \frac{C_{GV_x} * Q_{GV}}{Q_{YV}}$$

Där C_{GV_x} avser representativ halt av ämne x i grundvatten ($\mu\text{g/l}$), Q_{GV} avser grundvattenflöde från planområdet (m^3/s) och Q_{YV} (m^3/s) avser flödet i recipienten. Flödet i recipienten har antagits genom att anta en volym om $420\,000\text{ m}^3$ (SMHI, 2025) samt en omsättningstid om 1 år, motsvarande Naturvårdsverkets antagna omsättningstid för det generella KM och MKM scenariot (Naturvårdsverket, 2016).

Indata till utförda beräkningar redovisas i avsnittets avslutande kapitel.

Ingen ny bedömning utförs avseende områdets potentiella påverkan på underliggande grundvattenförekomst eftersom spridning inte bedöms ske till det undre magasinet i dagsläget (se avsnitt 2.2. samt 4.5.) samt då planändringen inte bedöms medföra några ökade spridningsförutsättningar till det underliggande magasinet.

6.3 Luft

Hälsorisker kopplade till människors exponering för föroreningar i luft utvärderas baserat på tre olika angreppssätt vilka listas nedan:

1. Baserat på en jämförelse av uppmätta halter i porluft mot hälsoriktvärden som beräknats för porluft (se avsnitt 7.2)
2. Baserat på en jämförelse av uppmätta föroreningshalter i inomhusluft mot lågriskvärden för inomhusluft (se avsnitt 7.2)
3. Baserat på en jämförelse av beräknade halter i inomhusluft mot lågriskvärden för inomhusluft (se avsnitt 7.2). Beräkningarna utgår från uppmätta halter i porluft samt de transportmodeller som redovisas i Naturvårdsverkets vägledningmaterial för beräkning av riktvärden för jord (Naturvårdsverket, 2009). Jorden antas vid beräkningarna vara av genomsläpplig karaktär.

De antaganden som legat till grund för beräkningarna redovisas i Tabell 2 i påföljande avsnitt. En utförlig beskrivning av utförda beräkningar redovisas i Bilaga 1.

6.4 Ytvatten

Påverkan på ytvatten bedöms, som nämns i avsnitt 6.2, utifrån belastningsberäkningar som utförts baserat på halter i grundvatten och

beräknat grundvattenflöde. Bedömningen baseras även på uppmätta halter i recipienten, Munkbosjön, samt det ytvattendike som leder vatten till sjön.

6.5 Sammanställning av indata till utförda beräkningar

I Tabell 2 redovisas de indata som legat till grund för utförda beräkningar avseende ångtransport från grundvatten och porluft till inomhusluft i byggnad. Tillämpade ämnesdata redovisas i Bilaga 1.

Tabell 2. Data som legat till grund för utförda beräkningar avseende transport av föroreningsångor från grundvatten och porluft till inomhusluft.

Parameter	Värde	Kommentar	Källa
Inläckage markluft (m ³ /d)	2,4	Antaganden i enlighet med det underlag som legat till grund för Naturvårdsverkets generella riktvärden för förorenad jord.	Naturvårdsverket, 2009
Byggnadens volym (m ³)	240		
Luftomsättning i byggnad (d-1)	12		
Area byggnad (m ²)	100		
Djup till förorening i porluft (m)	0,35		
Djup till förorening i grundvatten (m)	2		
Diffusivitet i vatten (m ² /d)	0,000086		
Diffusivitet i luft (m ² /d)	0,7	Genomsläpplig jord. Antagandet ger mer konservativa beräkningar än om beräkningarna utgår från normaltät jord, d.v.s. den beräknade ångtransporten blir större i en genomsläpplig jord än i en normaltät. Naturvårdsverkets generella riktvärden utgår från antagande om normaltät jord (så även WSPs beräkningar i tidigare utförd riskbedömning).	Naturvårdsverket, 2009, Bilaga A.
Lufthalt i jord (-)	0,24		
Vattenhalt i jord (-)	0,11		
Jordens porositet (-)	0,35		

Indata som legat till grund för belastningsberäkningar redovisas i Tabell 3.

Representativa halter som legat till grund för utförda beräkningar redovisas i avsnitt 8.1.

Tabell 3. Indata för belastningsberäkningen.

Parameter	Värde	Kommentar
Hydraulisk konduktivitet (m/s)	10 ⁻⁶ - 10 ⁻⁹	Skattat konduktivitet: enligt jordkartering består vattenförande jorden av silt med sandlager och siltig lera
Hydraulisk gradient (dimensionslös)	0,04	Uppskattad gradient mellan grundvattenrören
Tvärsnittsarea (m ²)	100 (Planområdets gräns) 200 (21S305 nedströms)	Baserad på vattenförande lagret av 2 m mäktighet samt skattat plymbredd av 50 m där den lämnar planområdet samt dubbla bredden vid rör 21W305 nedströms

7 Bedömningsgrunder

7.1 Platsspecifika riktvärden för jord

Naturvårdsverket har tagit fram generella riktvärden för föroreningar i jord (Naturvårdsverket, 2009, 2016 och 2022). Dessa riktvärden är avsedda att användas i samband med förenklad riskbedömning av förorenade mark-områden. Värdena anger en nivå vid vilken oacceptabel påverkan på människor eller miljö vid angiven markanvändning inte bedöms föreligga.

Riktvärdena avser två typer av markanvändning:

- KM, känslig markanvändning. Markkvaliteten begränsar inte val av markanvändning och grundvattnet skyddas. Markanvändningen kan utgöras av exempelvis bostäder, förskola eller odling av livsmedel.
- MKM, mindre känslig markanvändning. Markkvaliteten begränsar val av markanvändning och grundvattnet skyddas på ett avstånd av ca 200 m. Marken kan användas till exempel för kontor, industrier och vägar och grundvattenuttag kan ske vid ett visst avstånd från föroreningen.

Enligt Naturvårdsverkets terminologi hänförs aktuell fastighet till kategorin KM med hänsyn till planerade användning som bostäder. Förutsättningarna på fastigheten bedöms dock skilja sig från det generella scenariot bland annat med avseende på marken fysiska egenskaper samt intag av dricksvatten och skydd av grundvatten. WSP (2024) har tagit fram olika platsspecifika riktvärden baserade på olika egenskapsområden. Bl.a. har ett riktvärde för bostadsmark beräknats (för grannfastigheterna Cykeln 1–2 samt Cykeln 8). Dessa riktvärden bedöms vara tillämpliga även inom ramen av aktuella utredningen. Riktvärden har beräknats med Naturvårdsverkets beräkningsmodell för beräkning av riktvärden för jord (WSP, 2024).

Riktvärdena utgår från det generella KM scenariot med ändringar i parametrar som inte bedömts överensstämma med de platsspecifika förutsättningarna enligt WSP (2024), dessa sammanfattas nedan. Riktvärden avser tre olika marknivåer, yttlig mark (0 – 1 m under markytan), mellandjup mark (ovan grundvattenytan, 1 – 2 m u my) samt djup mark (under grundvattenytan, > 2 m u my).

Jord- och grundvattenparametrar har anpassats efter kända förhållanden på platsen. Eftersom ytliga och mellandjupa jorden (0 – 2 m u my) består delvis av utfylld mark med hög genomsläpplighet antas en vattenhalt i jord av 0,11 dm³ vatten per dm³ jord samt en porluftsandel av 0,24 dm³ luft per dm³ jord i enlighet med Naturvårdsverkets angivna standarder för genomsläpplig jord (Naturvårdsverket, 2009). För jord som ligger djupare än 2 m antas normaltät jord enligt standardscenario för KM.

Eftersom föroreningen inte bedöms stå i kontakt med den djupa grundvattenakviferen inom/nedströms området samt eftersom inga dricksvattenbrunnar förekommer i området har exponeringsvägen "intag av dricksvatten" inte beaktats vid beräkningarna.

Den ytliga grundvattenakviferen begränsas till siltiga jordlagren och mäktigheten bedömdes till maximalt 5 m. Vidare har ytligt grundvatten inte tilldelats något

skyddsvärde vid beräkningarna, vilket motiveras med ovanstående resonemang.

Intag av växter bedöms begränsas till ytliga marken (0 – 1 m u my), då växternas rotsystem avtar markant med djupet och de flesta grönsaker och bärbuskar har ett rotdjup på mindre än 1 m (Sweco, 2014).

Antalet jordlevande organismer minskar kraftigt med djupet och markecosystemets funktion bedöms vara begränsad på större djup till följd av brist på syre samt organiskt material (Sweco, 2014). Skydd av markmiljö beaktas därmed endast för riktvärden som avser i yttlig jord (0 – 1 m u my).

För barium, bly, kadmium, koppar, krom, nickel och zink användes platsspecifika Kd-värden som WSP beräknade från utförda lakteter (WSP, 2024).

Tabell 4. Indata till Naturvårdsverkets riktvärdesmodell (WSP, 2024).

Parameter	Bernard Hedlund	Naturvårdsverkets generella antaganden
Jord	Genomsläpplig vid 0–2 m u my, normaltät under 2 m u my	Normaltät
Hydraulisk gradient	0,04	0,03
Konduktivitet	10 ⁻⁶	10 ⁻⁵
Akvifärens mäktighet	5	10
Recipientens volym	1 000 000	1 000 000
Omsättningstid	1 år	1 år
Kd-värden	Beräknade från lakteter	NV

Tabell 5. Indata för de tre olika jordlagren.

Parameter	Yttlig jord, 0–1 m u my	Mellandjup jord, 1–2 m u my	Djup jord, >2 m u my
Intag av dricksvatten	Nej	Nej	Nej
Skydd av grundvatten	Nej	Nej	Nej
Inandning av ånga	Enligt KM	Enligt KM	Enligt KM
Markmiljö	Ja, enligt KM	Nej	Nej
Intag av växter	Ja, enligt KM	Nej	Nej
Exponering vuxna/barn	Enligt KM	20/20 dagar	20/20 dagar
Inomhusvistelse	100%	100%	100%
Scenarioparametrar	KM	KM	KM
Jordart	Genomsläpplig	Genomsläpplig	Normaltät
Ovan/under GV-yta	Ovan	Ovan	Under

Beräknade riktvärden omfattade sju metaller (barium, bly, kadmium, koppar, krom, nickel och zink). Inom ramen för den uppdaterade riskbedömningen har riktvärden beräknats för ytterligare några ämnen (arsenik, kobolt, kvicksilver, vanadin, cyanid, PCB samt PAH-M och PAH-H). Detta eftersom dessa ämnen påträffats i halter över KM i marken inom planområdet och därmed identifierats som ämnen som kan vara av potentiell betydelse för människornas hälsa och miljön vid den planerade markanvändningen. Beräkningarna baseras på de antaganden som beskrivs ovan. För tillkomna ämnen tillämpades Naturvårdsverkets angivna Kd-värden.

Vid beräkning av riktvärdena tar modellen fram ett sammanvägt riktvärde baserat på det lägsta av tre beräknade delriktvärden för hälsoeffekter, markmiljö och spridning till naturresurser som ytvatten. I Tabell 6 till Tabell 8 presenteras beräknade delriktvärden samt sammanvägda riktvärden för ytlig jord (0–1 m), mellandjup jord (1–2 m) samt djup jord under grundvattenytan (> 2m) för markanvändningsscenariot Bostadsmark.

Tabell 6. Beräknade riktvärden för ytlig mark (0 – 1 m u my). Samtliga halter i mg/kg.

	Avrundat	Delriktvärden		
	platsspecifik	Skydd av	Skydd av	Skydd av
Ämne	riktvärde	hälsa	markmiljö	ytvatten
Arsenik	10*	1,7	20	360
Barium	200	500	200	40 000
Bly	20**	16	200	13 000
Kadmium	1,2	1,2	4	64
Kobolt	20	22	20	240
Koppar	80	2400	80	2400
Krom total	80	65 000	80	1800
Kvicksilver	0,1	0,052	5	2,4
Nickel	70	230	70	1200
Vanadin	100	470	100	2000
Zink	250	2900	250	40 000
Cyanid total	30	350	30	200
PCB-7	0,008	0,0086	0,1	1,5
PAH-M	1,5	1,6	10	110
PAH-H	1,2	1,1	2,5	150

* Arsenik justeras för bakgrundhalt

** WSP tillämpar Naturvårdsverket generella riktvärde för KM (50 mg/kg TS), denna justering har inte utförts i den aktuella riskbedömningen eftersom detta inte är ett riskbaserat värde samt då det inte påverkar resultatet av riskbedömningen.

Tabell 7. Beräknade riktvärden för mellandjup mark (1 - 2 m u my). Samtliga halter i mg/kg

	Avrundat	Delriktvärden	
	platsspecifik	Skydd av	Skydd av
Ämne	riktvärde	hälsa	ytvatten
Arsenik	60	60	360
Barium	20 000	20 000	40 000
Bly	350	330	13 000
Kadmium	60	140	64
Kobolt	250	1400	240
Koppar	2 500	250 000	2400
Krom total	1 800	ej begr.	1800
Kvicksilver	0,1	0,056	2,4
Nickel	1 200	6200	1200
Vanadin	2 000	9300	2000
Zink	40 000	320 000	40 000
Cyanid total	200	1000	200
PCB-7	0,12	0,13	1,5
PAH-H	1,8	1,7	110
PAH-M	35	37	150

Tabell 8. Beräknade riktvärden för djup mark (> 2 m u my). Samtliga halter i mg/kg

	Avrundat	Delriktvärden	
	platsspecifik	Skydd av	Skydd av
Ämne	riktvärde	hälsa	ytvatten
Arsenik	60	60	1400
Barium	20 000	20 000	160 000
Bly	350	330	52 000
Kadmium	150	140	250
Kobolt	1 000	1400	950
Koppar	10 000	250 000	9500
Krom total	7 000	ej begr.	7100
Kvicksilver	0,4	0,45	9,5
Nickel	5 000	6200	4800
Vanadin	8 000	9300	7900
Zink	150 000	320 000	160 000
Cyanid total	800	1000	790
PCB-7	0,3	0,31	6
PAH-H	4	3,9	450
PAH-M	35	37	580

7.2 Bedömningsgrunder för inomhusluft och porluft

Utvärderingen av uppmätta och beräknade föroreningshalter i inomhusluft utgår från toxikologiska referensvärden för inomhusluft, s.k. referenskoncentrationer i luft (RfC)² alternativt, för cancerogena ämnen, riskbaserade acceptabla koncentrationer i luft (RISKinh)². Dessa har hämtats från Naturvårdsverkets modell för beräkning av riktvärden för förorenad mark (version 2.2) (Naturvårdsverket, 2025). För ämnen som inte omfattas av Naturvårdsverkets beräkningsverktyg (cis-DCE, trans-DCE och VC) har toxikologiska referensvärden hämtats från utländska miljöskyddsmyndigheters vägledningsmaterial eller från litteraturen³.

Utvärderingen av uppmätta föroreningshalter i porluft utgår från en jämförelse av uppmätta halter i porluft mot beräknade riktvärden för porluft⁴. Riktvärden har endast tagits fram för ämnen som uppmätts i halter över laboratoriets rapporteringsgräns i porluft i en eller flera provpunkter inom eller i anslutning till detaljplaneområdet (TCE och PCE).

Riktvärdena utgår från ovan nämnda toxikologiska referensvärden med justering för den spädning som kan förväntas ske vid transport från marken in i byggnad. Naturvårdsverkets verktyg för beräkning av riktvärden för föroreningar i mark (Naturvårdsverket, 2024) beräknar ämnesspecifika spädningsfaktorer mellan porluft och inomhusluft i byggnad. Dessa beror på avståndet mellan föroreningen och byggnadens grundläggning, jordtyp och ämnesegenskaper. Spädningsfaktorer för nämnda ämnen uppgår till minst >1/1000. WSP tillämpar vid riktvärdesberäkningarna en mer konservativ spädningsfaktor på 1/100, vilket motiveras med att dataunderlaget för porluft är litet samt att haltvariationer kan förekomma. Sweco bedömer att den antagna spädningsfaktorn är rimlig.

Enligt Naturvårdsverkets utgångspunkter får inte hela den tolerabla exponeringen för ett givet ämne komma från ett förorenat område eftersom exponering från andra källor också kan ske. För PCE utgår Naturvårdsverket från att maximalt 50 % av exponeringen får komma från det förorenade området. Detta har beaktats vid beräkning av riktvärden. För TCE görs ingen justering för att ta höjd för bakgrundsexponering. Detta i enlighet med hur Naturvårdsverket hanterar ämnet vid beräkning av generella riktvärden för jord⁵ (Naturvårdsverket, 2009). Tillämpade riktvärden redovisas i Tabell 9.

² RfC-värdena anger en halt i inomhusluft där ingen risk för effekter ska kunna föreligga vid kontinuerlig exponering under en livstid (24 h/dygn). RISKinh motsvarar en halt i inomhusluft då 1 av 100 000 individer riskerar att insjukna i cancer vid kontinuerlig exponering under en livstid.

³ Toxikologisk referenskoncentration (RISKinh) för VC har hämtats från rapporten Risk assessment of carcinogenic air pollutants. IMM-rapport 1/98 (Victorin, K., 1998). Toxikologiska referenskoncentrationer (RfC) för trans-DCE och cis-DCE har hämtats från holländska nationella institutet för miljö och hälsas (RIVMs) vägledningsmaterial för beräkning av riktvärden för bl.a. cis-DCE och trans-DCE i jord och grundvatten (RIVM, 2012).

⁴ Utöver den beräkning av resulterande halter i inomhusluft som beskrivs i föregående avsnitt (avsnitt 6.3)

⁵ Naturvårdsverket tillämpar olika beräkningsstrategier för cancerogena och icke cancerogena ämnen, vilket beskrivs närmre i Naturvårdsverkets vägledningsmaterial för beräkning av riktvärden för jord (Naturvårdsverket, 2009). För icke cancerogena ämnen (ämnen med RfC) görs korrigeringar för bakgrundsexponering. Sådan justering görs inte för cancerogena ämnen (ämnen med RISKinh) eftersom det toxikologiska riskbaserade referensvärdet tagits fram med antagande om en ökad sannolikhet för cancer vid exponering under en livstid.

Tabell 9. Tillämpade riktvärden för utvärdering av uppmätta halter av klorerade lösningsmedel i porluft och inomhusluft. Samtliga halter i $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Ämne	RV inomhusluft	RV porluft	Källa
PCE	100	10 000	NV, 2025
TCE	23	2 300	NV, 2025
Cis-DCE	30	-	RIVM, 2012
Trans-DCE		-	RIVM, 2012
VC	2,4	-	Viktorin, 1998

7.3 Bedömningsgrunder för ytvatten

För bedömning av spridningsrisken och belastningen av ytvattenrecipienten, Munkbosjön, används Naturvårdsverkets haltkriterier för skydd av ytvatten (Naturvårdsverket, 2009).

Värden för C_{crit_sw} för aktuella ämnen är lägre än Miljökvalitetsnormerna (MKN) framtagna för skydd av ytvattenförekomster (Havs- och vattenmyndigheten, 2019:25). Tillämpade riktvärden bedöms således även tillämpliga för bedömning av potentiella risker för nedströms belägen ytvattenförekomst, Brunnsjön.

Tabell 10. C_{crit_sw} för undersökta ämnen.

Ämne	C_{crit_sw} ($\mu\text{g}/\text{l}$)
Arsenik	0,3
Barium	10
Bly	0,5
Kadmium	0,02
Kobolt	0,2
Koppar	1
Krom	0,3
Kviksilver	0,002
Nickel	1
Vanadin	0,5
Zink	4
Triklloreten	5
Tetrakloreten	5
cis-1,2-Dikloreten	-
trans-1,2-Dikloreten	-
Vinylklorid	-
Cyanid	0,5

8 Riskbedömning

8.1 Representativa halter

Den representativa halten är den halt som bäst representerar risksituationen utan att risken underskattas.

8.1.1 Jord

Exponering för markföroreningar inom området har, som tidigare beskrivits, bedömts kunna ske via oralt intag av jord och damm, inandning av damm samt hudkontakt med förorenad jord och damm, men även via intag av växter. Exponeringen för en individ bedöms bäst beskrivas av medelhalter i jord inom områden där personen vistas.

Som skattning av medelhalter används Upper Confidence Limit of the Mean (UCLM95), vilken avser en beräknad nivå under vilken det verkliga medelvärdet återfinns med 95 % sannolikhet. UCLM95 har tagit fram med hjälp av programmet ProUCL 5.1. Programmet beräknar flera olika värden, varav ett värde föreslås som det mest lämpliga. Det föreslagna värdet har tillämpats som representativ halt vid riskbedömningen. För vissa ämnen medför enskilda höga halter som uppmätts inom området mycket höga resulterande UCLM95 värden. För att erhålla ett spann inom vilket det verkliga medelvärdet sannolikt påträffas har även aritmetiska medelvärden utvärderats vid riskbedömningen.

För ämnen med mindre än åtta analysresultat har antingen högsta uppmätta halt eller medelhalt tillämpats som representativ halt beroende på en avvägning av riskerna (se information i påföljande avsnitt).

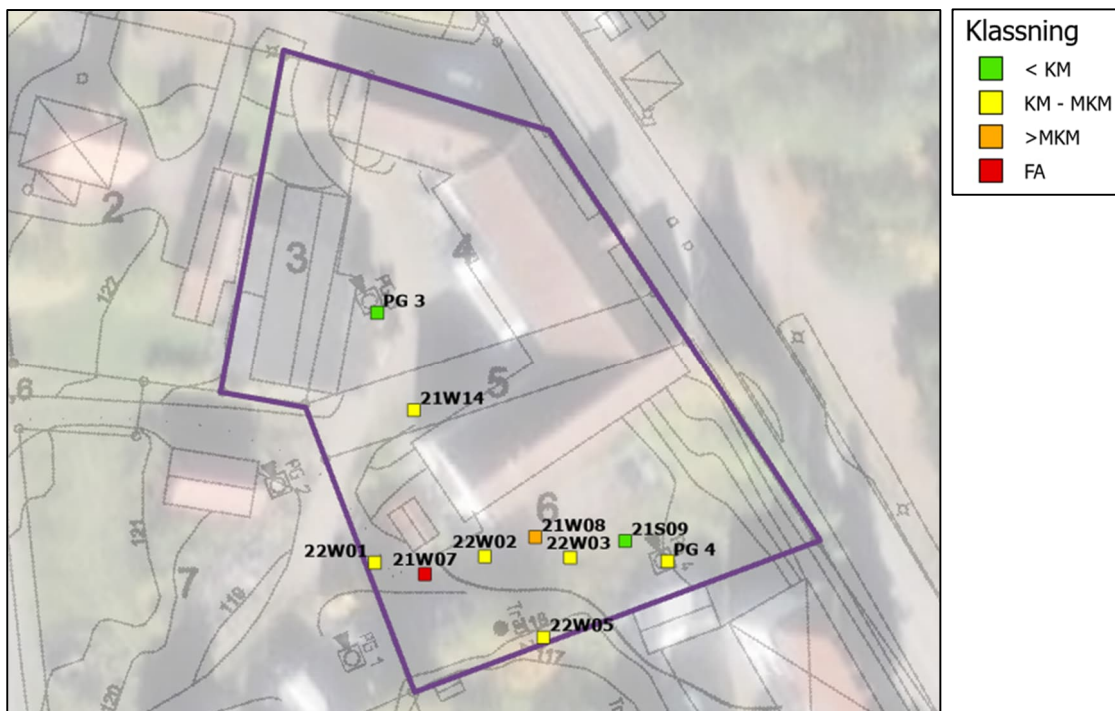
Representativa halter har beräknats för ytlig (0 – 1 m u my), mellandjup (1–2 m u my) och djup mark (> 2 m u my). Beräkningen baseras på data från befintliga punkter inom Cykeln 3 – 6. Om flera prover analyserats inom samma djupintervall från en provpunkt så användes den högsta uppmätta halten inom respektive djupsann vid beräkningarna.

Provtagningsstätheten uppvisar en stor variation inom aktuella fastigheter. Eftersom antalet provpunkter inom delar av fastigheten är få och området är relativt litet har området inte delats in flera egenskapsområden.

8.1.1.1 Ytlig mark

För ytliga marken omfattar beräkningen resultat från sammanlagt 10 punkter, se karta i Figur 12.

För metallerna baseras statistiska beräkningarna på 8 – 10 resultat per ämne, medan PCB7 endast analyserades i två punkter och PAH-H endast i 4 punkter, se Tabell 11. För PCB:er och PAH:er grundas beräkningarna alltså på mycket bristfälligt underlag, den högsta uppmätta halten används därmed som representativ halt i syfte att inte underskatta risker.



Figur 12. Provpunkter som ingår i dataunderlaget för ytlig mark (0 - 1 m u my).

Tabell 11. Statistik för analyserade prover från ytlig mark (0 – 1 m u my). Representativa halter som tillämpats vid bedömningen har skrivits ut med fet stil. Halter i mg/kg.

Ämne	As	Ba	Pb	Cd	Co	Cu	Cr	Hg	Ni	V	Zn
Antal resultat	10	8	10	10	10	10	10	9	10	10	10
Aritmetiskt medel	3,2	190	48	14	7,1	190	35	0,02	30	17	3900
UCLM 95	5,4	670	100	140	11	1500	83	0,03	82	24	42 000
Max	7,5	840	230	130	16	1300	180	0,04	110	40	38 000

Ämne	CN	PCB7	PAH-M	PAH-H
Antal resultat	4	2	6	6
Aritmetiskt medel	0,57	0,09	0,30	0,45
Max	1,3	0,13	1,2	1,8

8.1.1.2 Mellanskiktet (1 – 2 m u my)

För mellandjup mark omfattar beräkningen resultat från sammanlagt fem punkter, se karta i Figur 13.

Provtagningsstätheten är liten och antal prover bedöms vara för litet för att beräkning av representativa medelhalter. För att inte underskatta risker används därför högsta uppmätta halt för respektive ämne som representativ halt, se Tabell 12 nedan.



Figur 13. Provpunkter som ingår i dataunderlaget för mellandjup mark (1 - 2 m u my).

Tabell 12. Statistik för analyserade prover från mellandjup mark (1 - 2 m u my). Representativa halter som tillämpats vid bedömningen har skrivits ut med fet stil. Halter i mg/kg.

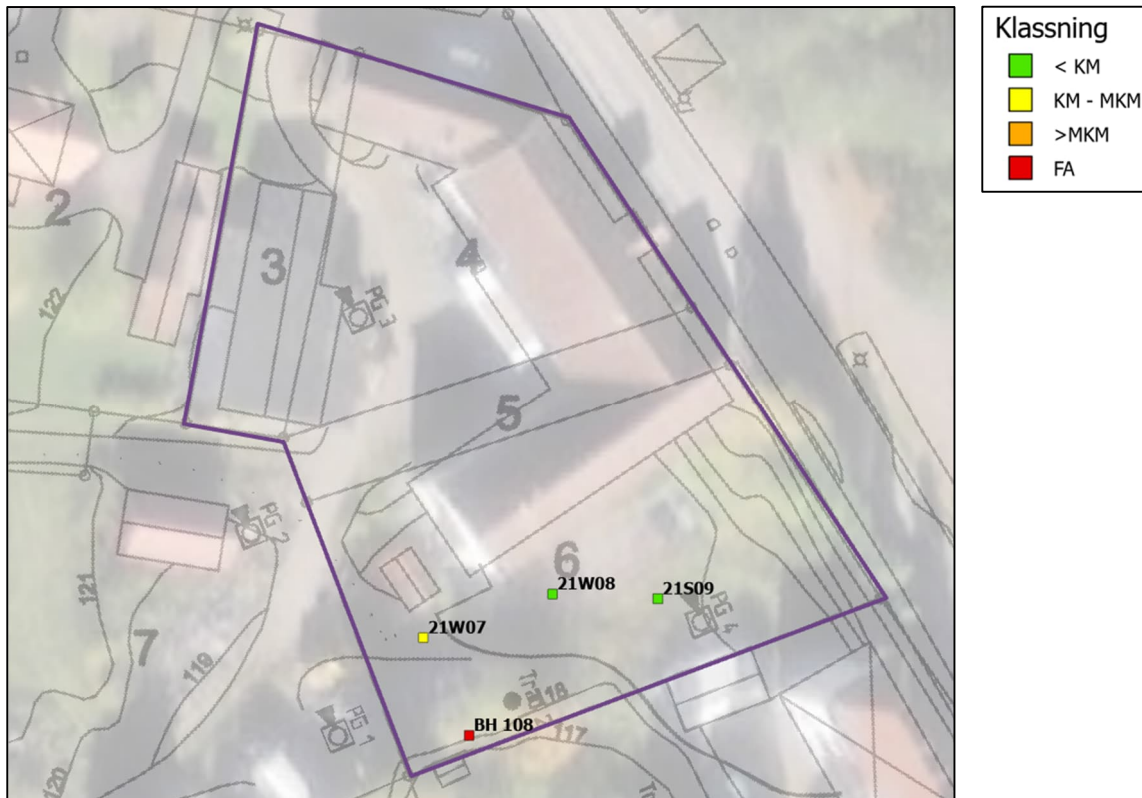
Ämne	As	Ba	Pb	Cd	Co	Cu	Cr	Hg	Ni	V	Zn
Antal resultat	5	3	5	5	5	5	5	3	5	5	5
Aritmetiskt medel	0,96	25	13	34	4,1	63	81	0,01	78	13	75
Max	1,5	31	25	160	5,1	270	370	0,03	340	18	230

Ämne	CN	PCB7	PAH-M	PAH-H
Antal resultat	2	1	4	4
Aritmetiskt medel	0,56	0,0035	0,05	0,09
Max	1,1	0,0035	0,08	0,12

8.1.1.3 Djup mark (> 2 m u my)

För djup mark omfattar beräkningen resultat från sammanlagt fyra punkter, se karta i Figur 14.

Provtagningsstätheten är liten och antal prover bedöms vara för litet för att beräkning av representativa medelhalter. För att inte underskatta risker används därför högsta uppmätta halt för respektive ämne som representativ halt, se Tabell 13 nedan. Marken ligger dock under grundvattenytan och uppmätta halter i grundvatten anses vara mer relevanta för bedömning av spridningsrisken, medan exponeringsrisken är liten.



Figur 14. Provpunkter som ingår i dataunderlaget för djup mark (> 2 m u my).

Tabell 13. Statistik för analyserade prover från djup mark (> 2 m u my). Representativa halter som tillämpats vid bedömningen har skrivits ut med fet stil. Halter i mg/kg.

Ämne	As	Ba	Pb	Cd	Co	Cu	Cr	Hg	Ni	V	Zn
Antal resultat	4	4	4	4	4	4	4	1	4	4	4
Aritmetiskt medel	1,7	40	9,4	1,7	4,8	2200	22	0,50	11	17	23
Max halt	2,4	49	10	4	7	8900	49	0,50	14	23	25

Ämne	CN	PCB7	PAH-M	PAH-H
Antal resultat	2	-	2	2
Aritmetiskt medel	226	-	0,03	0,055
Max halt	451	-	0,03	0,06

8.1.2 Grundvatten

Exponering för föroreningar i grundvatten bedöms, som nämnts tidigare, kunna ske via inandning av ånga som kan avgå från flyktiga föroreningar i grundvatten inom området. Inga andra exponeringsvägar har identifierats för föroreningar i grundvatten inom detaljplaneområdet. Potentiella hälsorisker kopplas till människors exponering vid vistelse i byggnader inom området, och då främst den befintliga byggnad som planeras för bostadsverksamhet. Ångtransporten till byggnaden kommer att styras av halter av flyktiga föroreningar under och i anslutning till byggnaden. Dessa halter kommer i sin tur att styras av halter av flyktiga föroreningar i ytligt grundvatten under och i anslutning till byggnaden.

Eftersom dataunderlaget för grundvatten inom planområdet är litet tillämpas högsta uppmätta halter av CAH i grundvatten inom detaljplaneområdet som representativ halt vid bedömningen avseende människors exponering för föroreningar i grundvatten vid vistelse inom planområdet.

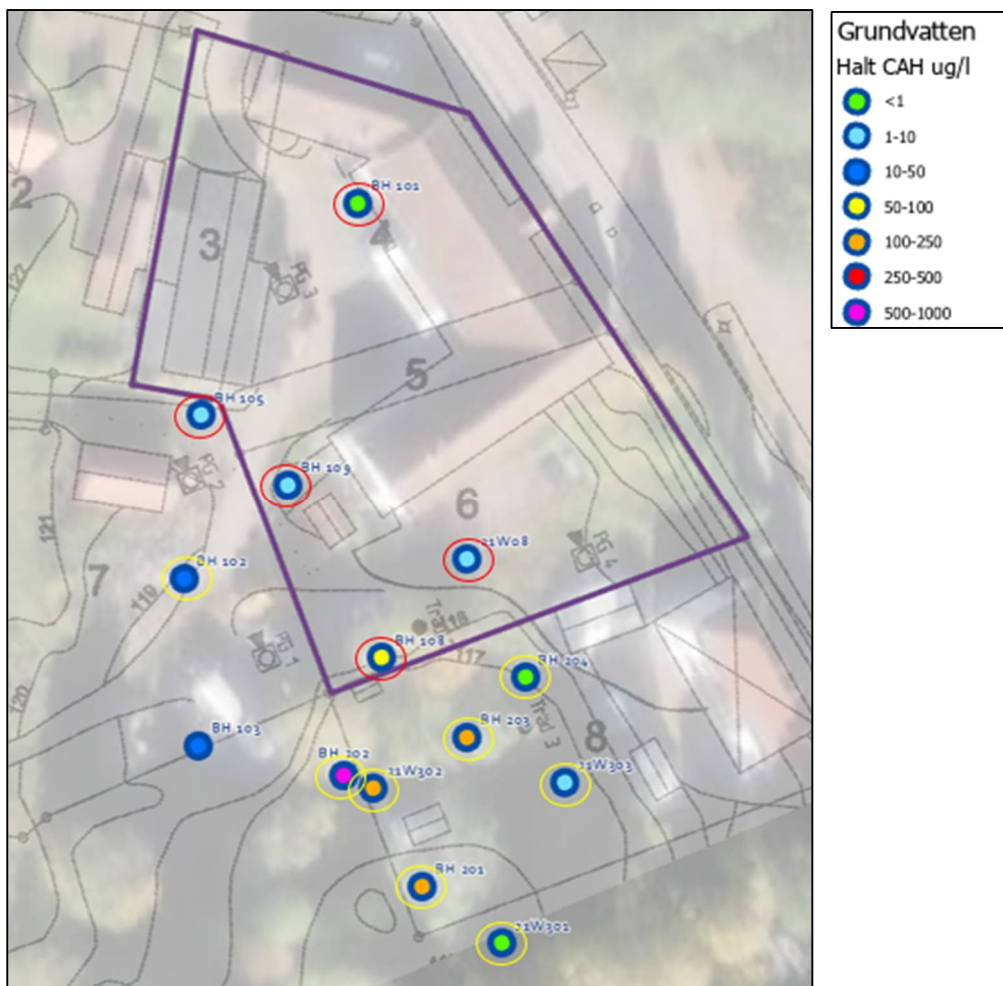
För bedömning av hälsorisker som kan kopplas till spridning av förorening från planområdet tillämpas högsta uppmätta halter av CAH i grundvatten nedströms detaljplaneområdet.

Dataunderlaget utgörs av samtliga uppmätta föroreningshalter i grundvatten under tidsperioden 2011–2022.

Provpunkter som inkluderats i dataunderlaget har markerats i Figur 15. Representativa halter för grundvatten redovisas i Tabell 14 tillsammans med beräknade medelvärden. Halter som underskrider laboratoriets rapporteringsgräns har vid beräkningarna tilldelats värdet för rapporteringsgränsen.

Tabell 14. Representativa halter för bedömning av klorerade ämnen i grundvatten inom detaljplaneområdet (fet stil) samt medelhalter av redovisade ämnen. Halter som tilldelats laboratoriets rapporteringsgräns har skrivits ut med grått. Samtliga halter i µg/l.

Ämne	Inom detaljplaneområdet		Utanför detaljplaneområdet	
	Medel	Max	Medel	Max
PCE	3,7	13	9,6	160
TCE	42	200	140	570
Cis-DCE	12	55	30	90
Trans-DCE	1,5	4,2	1,3	72
VC	0,8	1,0	0,3	1,3
Antal	6	6	21	21



Figur 15. Provpunkter som inkluderats vid bedömningen avseende exponering för CAH i grundvatten inom detaljplaneområdet inringade med rött. Provpunkter som inkluderats vid bedömningen avseende exponering för föroreningar som sprids från detaljplaneområdet till nedströms belägna områden inringade med gult. Figuren redovisar högsta uppmätta halt av CAH i respektive provpunkt vid samtliga utförda undersökningar.

För bedömning av spridningsrisken från planområdet och potentiell påverkan på ytvattenrecipienten nedströms tillämpas aritmetiska medelvärden av uppmätta föroreningshalter i det grundvatten som strömmar ut från planområdet. Dataunderlaget utgörs av uppmätta föroreningshalter i grundvattenrören vid planområdets södra gräns. Som representativ halt har för grundvattenröret 21W305 längre nedströms planområdet har utgått ifrån högsta uppmätta halten, se Tabell 15.

Tabell 15. Föroreningshalter i grundvatten, indata för belastningsberäkningen.

Ämne	Från planområdet	21W305 nedströms
Arsenik	0,16	0,37
Barium	54	24
Bly	0,011	0,028
Kadmium	2,8	0,028
Kobolt	0,45	0,77
Koppar	2,4	4
Krom	2	0,33
Kvicksilver	0,1	0,1
Nickel	7,6	3,3
Vanadin	0,42	0,96
Zink	30	1,7
Trikloreten	70	0,1
Tetrakloreten	5	0,1
cis-1,2-Dikloreten	20	0,1
trans-1,2-Dikloreten	1	0,1
Vinylklorid	0,1	0,1
Cyanid	3,7	1,4

8.1.3 Porluft

Exponering för föroreningar i porluft kan ske om föroreningsångor tränger in i byggnader inom och där förorenar inomhusluften. Potentiell ångtransport in i den framtida bostadsbyggnaden bedöms vara av störst betydelse för människors exponering vid vistelse inom planområdet eftersom människor kommer att uppehålla sig stadigvarande i byggnaden vid den planerade markanvändningen.

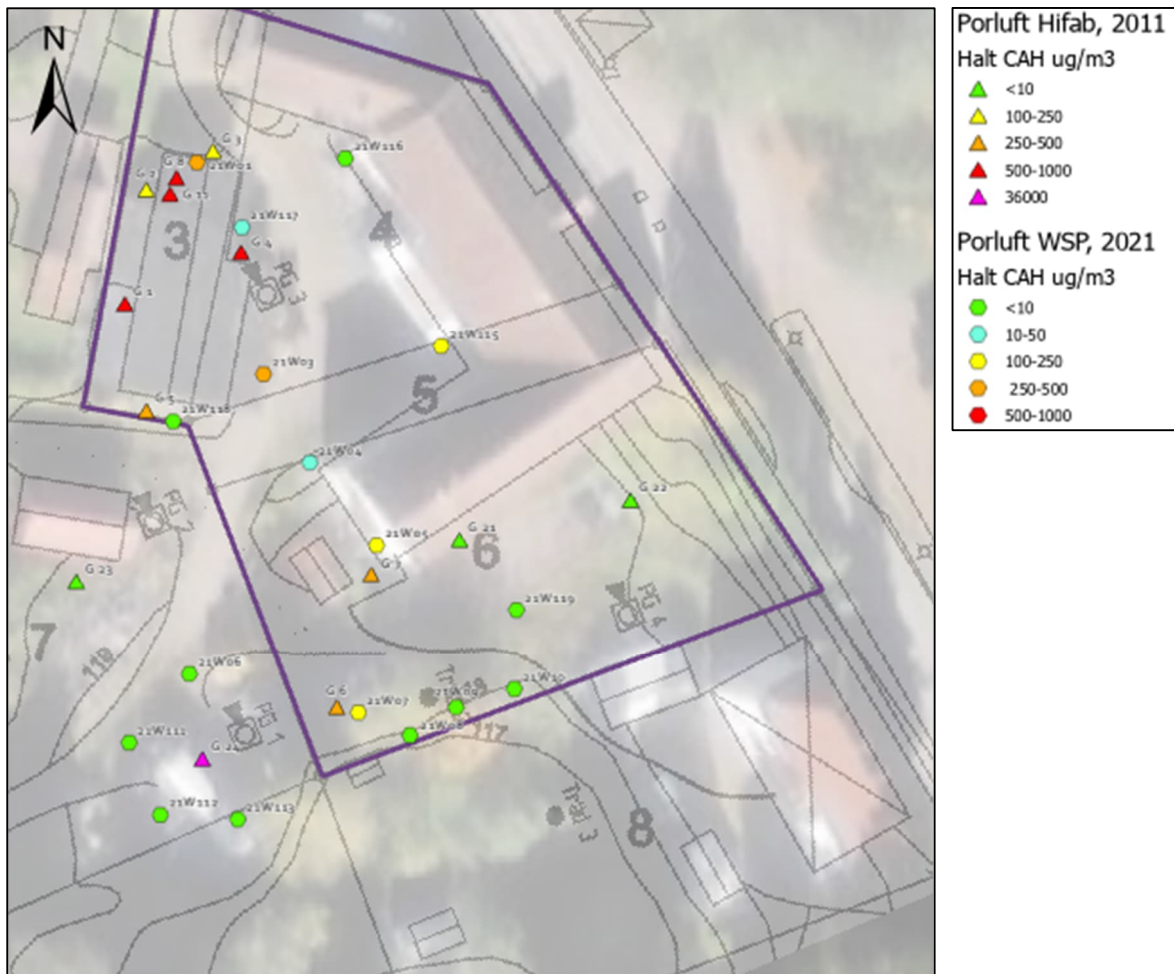
Ångtransporten till byggnaderna kommer att styras av halten av föroreningar i porluft under och i anslutning till byggnaderna. Eftersom dataunderlaget från framför allt området under/runt den framtida bostadsbyggnaden är litet tillämpas högsta uppmätta halt i porluft inom detaljplaneområdet som representativ halt vid bedömningen. Bedömningen omfattar endast ämnen som uppmätts i halter över laboratoriets rapporteringsgräns inom eller i anslutning till detaljplaneområdet (DCE och TCE).

Provpunkter som inkluderats i dataunderlaget har markerats i Figur 15. Representativa halter för porluft redovisas i Tabell 16.

Som noteras i figuren har högst halter i porluft inom detaljplaneområdet uppmätts under och i anslutning till den byggnad som finns lokaliserad inom planområdets nordvästra del. Denna byggnad kommer inte användas för bostadsändamål. De aktuella proverna har ändå inkluderats i dataunderlaget eftersom antalet prover som uttagits i nära anslutning till bostadsbyggnaden är få. Strategin bidrar sannolikt till en konservativ skattning av risken. Dataunderlaget är dock begränsat och det kan inte uteslutas att det förekommer

högre halter av CAH i porluft under eller i anslutning till byggnaden men som inte påvisats vid utförda undersökningar.

Ingen utvärdering utförs avseende föroreningar som uppmätts i porluft nedströms/utanför detaljplaneområdet eftersom dataunderlaget är litet och provpunkterna skevt fördelade.



Figur 16. Provpunkter som inkluderats vid bedömningen avseende CAH i porluft utgörs av provpunkter lokaliserade inom detaljplaneområdet (markerat med lila linje).

Tabell 16. Representativa halter för bedömning av klorerade ämnen i porluft (fet stil) samt beräknade medelvärden för uppmätta halter inom detaljplaneområdet. Samtliga halter i $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Ämne	Medel ⁶	Max
PCE	96	530
TCE	200	960
Antal	29	29

8.1.4 Inomhusluft

Som representativ halt för bedömning av uppmätta halter i inomhusluft används den högsta uppmätta halten i inomhusluft i byggnader inom detaljplaneområdet. Halter som underskrider laboratoriets rapporteringsgräns har tilldelats värdet för rapporteringsgränsen.

Provpunkter som inkluderats i dataunderlaget har markerats i Figur 17. Representativa halter för inomhusluft redovisas i Tabell 17.



Figur 17. Provpunkter som inkluderats vid bedömningen avseende CAH i inomhusluft inringade med rött. Trianglar avser provpunkter från Hifabs undersökning 2011 (Hifab, 2012) och hexagoner avser provpunkter från WSP:s undersökningar 2021 (WSP, 2023). Utdrag från WSP:s rapport Riskbedömning Bernard Hedlund f.d. metallfabrik (WSP, 2024).

⁶ Medelhalter för framför allt PCE styrs i mycket hög grad av storleken på rapporteringsgränsen från undersökningar utförda under 2011. Medelhalten är således osäker.

Tabell 17. Representativa halter för bedömning av klorerade ämnen i inomhusluft (fet stil) samt beräknade medelvärden för uppmätta halter av redovisade ämnen. Ämnen som inte uppmätts i halter över laboratoriets rapporteringsgräns i någon punkt och därmed tilldelats värdet för rapporteringsgränsen har skrivits ut med grått.

Ämne	Medel ⁷	Max
PCE	0,25	0,3
TCE	0,45	0,6
Cis-DCE	0,23	0,3
Trans-DCE	0,25	0,3
VC	-	0,03
Antal	3	4

8.2 Riskkaraktisering människors hälsa

För utvärdering av risker kopplade till påträffad markförorening har riskkvoter beräknats där den representativa halten jämförs med ett riskbaserat riktvärde

$$\text{Riskkvot} = (\text{Representativ halt}) / (\text{Hälsobaserat riktvärde})$$

Där den representativa halten avser representativ halt av det förorenande ämnet i jord, porluft eller inomhusluft och det hälsobaserade riktvärdet utgörs av; för jord platsspecifikt riktvärde för jord - delriktvärde för hälsa (avsnitt 7.1), för porluft beräknat riktvärde för porluft (avsnitt 7.2) och för inomhusluft (uppmätta halter samt halter som beräknats från halter i grundvatten och porluft) toxikologiska lågriskvärden för inomhusluft (RfC/RISKinh, se avsnitt 7.2).

8.2.1 Klorerade alifater

8.2.1.1 Uppmätta halter i porluft

I Tabell 18 redovisas riskkvoter som beräknats för uppmätta halter av TCE och PCE i porluft. Som framgår av tabellen är samtliga beräknade riskkvoter med god marginal under 1, vilket indikerar att uppmätta föroreningshalter utgör en låg och acceptabel risk för människor som kommer att vistas i byggnaden vid den planerade markanvändningen.

Tabell 18. Beräknade riskkvoter för porluft.

Ämne	Representativ halt (µg/m ³)	Riktvärde porluft (µg/m ³)	Riskkvot
PCE	530	10 000	0,05
TCE	960	2 300	0,4

⁷ Beräknade medelhalter styrs i hög grad av storleken på rapporteringsgränsen från undersökningar utförda under 2011. Medelhalter är således osäkra.

8.2.1.2 Uppmätta halter i inomhusluft

I Tabell 19 redovisas riskkvoter som beräknats för uppmätta halter av CAH i inomhusluft. Som framgår av tabellen är samtliga beräknade riskkvoter med god marginal under 1, vilket visar att uppmätta halter av CAH i inomhusluft utgör en låg och acceptabel risk för människors hälsa. Resultaten bekräftar bedömningen i föregående avsnitt (bedömning av risker för människors hälsa utifrån uppmätta föroreningshalter i porluft). Det bör dock noteras att dataunderlaget är litet.

Tabell 19. Beräknade riskkvoter för inomhusluft.

Ämne	Representativ halt ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Riktvärde inomhusluft ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Riskkvot
PCE	0,3	100	0,003
TCE	0,6	23	0,03
Cis-DCE	0,3	30	0,01
Trans-DCE	0,3	30	0,01
VC	0,03	2,6	0,01

8.2.1.3 Beräknade halter i inomhusluft utifrån halter i porluft

I Tabell 20 redovisas halter i inomhusluft, vilka beräknats utifrån uppmätta halter i porluft. I tabellen redovisas även riskkvoter som beräknats baserat på de beräknade halterna i inomhusluft.

Som framgår av tabellen underskrider samtliga beräknade riskkvoter 1 med god marginal, vilket indikerar att uppmätta halter av CAH i porluft utgör en låg och acceptabel risk för människor som kommer att vistas inom detaljplaneområdet vid den planerade markanvändningen. Resultaten bekräftas av undersökningar som utförts avseende CAH i inomhusluft i befintliga byggnader inom detaljplaneområdet, vilka endast påvisat låga halter av CAH i inomhusluft (se föregående avsnitt). Det bör dock noteras att dataunderlaget är begränsat, vilket diskuteras under avsnitt 8.4 längre fram i rapporten.

Tabell 20. Beräknade halter av CAH i inomhusluft baserat på uppmätta halter i porluft samt riskkvoter som beräknats baserat på beräknade inomhushalter.

Ämne	Representativ halt porluft ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Beräknad halt i inomhusluft ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Riktvärde inomhusluft ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Riskkvot
PCE	150	0,1	100	0,001
TCE	960	0,7	23	0,03

8.2.1.4 Beräknade halter i inomhusluft utifrån halter i grundvatten

I Tabell 21 redovisas halter i inomhusluft, vilka beräknats utifrån uppmätta halter i grundvatten. I tabellen redovisas även riskkvoter som beräknats baserat på de beräknade halterna i inomhusluft.

Tabell 21. Beräknade halter av CAH i inomhusluft samt riskkvoter baserade på beräknade inomhushalter. Riskkvoter som tangerar eller överskrider 1 har skrivits ut med fet och understruken text. DP står för detaljplaneområdet.

Ämne	Representativ halt grundvatten ($\mu\text{g/l}$)		Beräknad halt i inomhusluft ($\mu\text{g/m}^3$)		Riktvärde inomhusluft ($\mu\text{g/m}^3$)	Riskkvot	
	Inom DP	Nedströms DP	Inom DP	Nedströms DP		Inom DP	Nedströms DP
PCE	13	160	5,1	63	100	0,1	0,6
TCE	200	570	23	67	23	<u>1,0</u>	<u>2,9</u>
Cis-DCE	55	90	3,9	6,3	30	0,1	0,2
Trans-DCE	4,2	72	0,7	12	30	0,02	0,4
VC	1,0	1,3	0,5	0,62	2,6	0,2	0,2

Hälsorisker vid vistelse inom detaljplaneområdet

Som framgår av Tabell 21 tangerar riskkvoten 1 för TCE. Riskkvoter för övriga ämnen underskrider 1. Den representativa halt av TCE i grundvatten som ligger till grund för den beräknade riskkvoten ($200 \mu\text{g/l}$ med resulterande halt i inomhusluft på $23 \mu\text{g/m}^3$) har uppmätts inom detaljplaneområdets sydvästra del, söder om den framtida bostadsbyggnaden (se Figur 18). Punkten är lokaliserad i nära anslutning till ett identifierat avstjälningsområde samt strax väst om den spillvattenledning som användes för att avleda processvatten från den historiska verksamheten (Figur 18). Vid avstjälningsområdet har bl.a. förhöjda halter av TCE påvisats i jord.

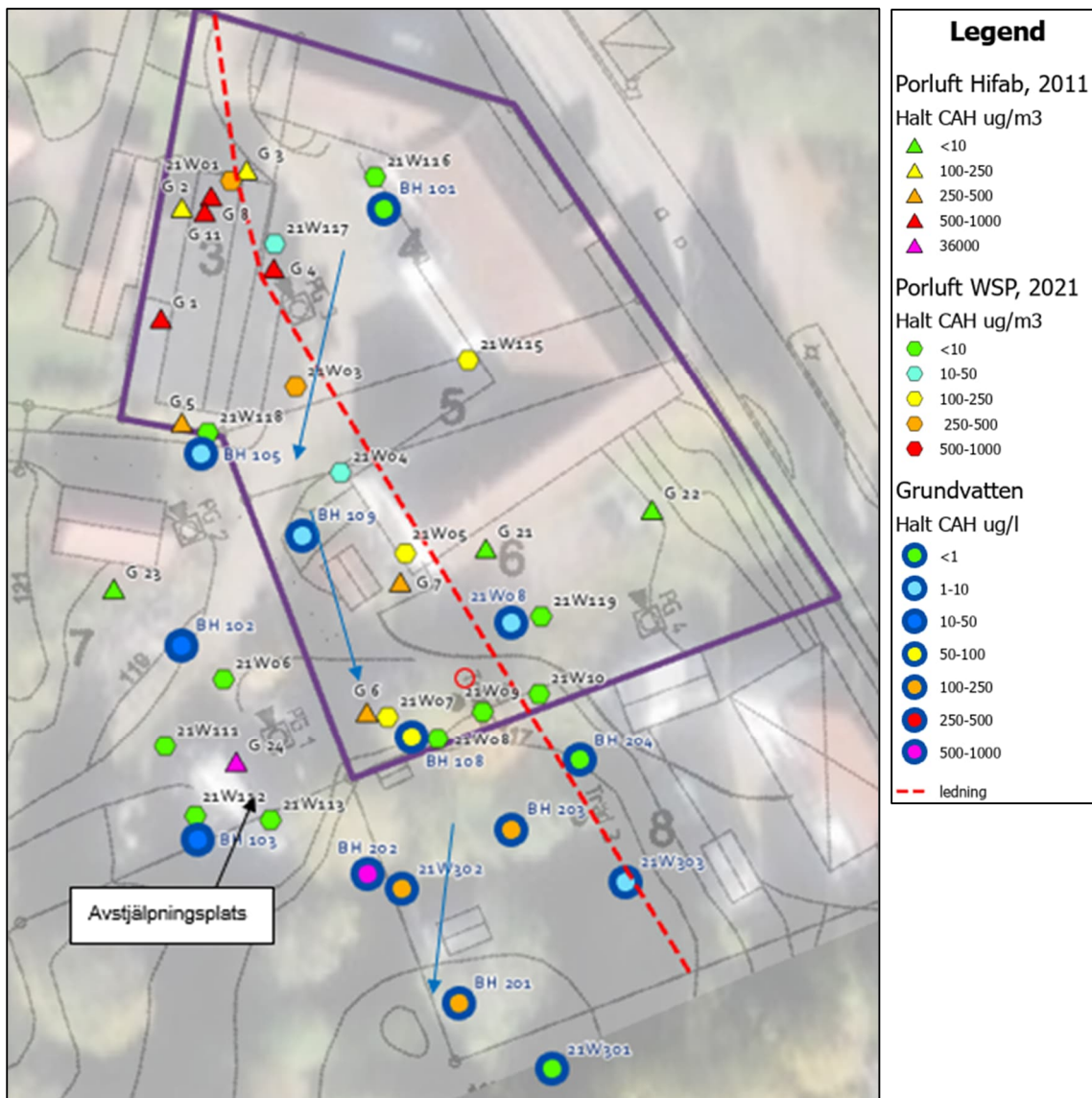
Ovanstående tyder på att de förhöjda halter av CAH som påvisats i området söder om den framtida bostadsbyggnaden kan vara orsakade av spill eller dumpning av kemikalier och restprodukter från den före detta verksamheten. Alternativt skulle de förhöjda halterna kunna vara orsakade av läckage från ovan nämnd spillvattenledning. Detta skulle i så fall innebära att de förhöjda halterna orsakas av en eller flera källor nedströms den framtida bostadsbyggnaden och därmed sannolikt inte är representativa för att bedöma ångtransport in i byggnaden.

Övriga halter av CAH som uppmätts i grundvatten inom detaljplaneområdet genererar beräknade halter i inomhusluft som är som mest ca 40 gånger lägre än de halter som beräknats baserat på halter i grundvatten inom detaljplaneområdets sydvästra del (dvs riskkvoter på som mest 0,03).

Resultaten tyder på att föroreningsituationen i grundvatten inom detaljplaneområdet utgör en låg och acceptabel risk för människor som kommer att vistas inom området vid den planerade markanvändningen. Det bör dock noteras att dataunderlaget är begränsat, vilket medför vissa osäkerheter (se vidare resonemang under avsnitt 8.4).

Ledningsgravar kan utgöra en spridningsväg för föroreningsångor och förorenat grundvatten inom området. Porluftsundersökningar som utförts inom området och som riktats mot den spillvattenledning som användes för att avleda spillvatten från den tidigare verksamheten har inte indikerat att det i dagsläget sker någon förorenings-spridning i den befintliga ledningsgraven som bedöms kunna medföra oacceptabla hälsorisker (se bedömning av uppmätta porluftshalter i föregående avsnitt samt placering av punkter i Figur 18). Om nya ledningar eller andra undermarkskonstruktioner anläggs inom planområdet i framtiden skulle detta potentiellt kunna medföra en förändrad förorenings-spridning inom området. Detta eftersom nya spridningsvägar för

föroreningsångor och/eller förorenat grundvatten kan komma att öppnas upp. Denna risk behöver beaktas vid framtida projekteringsarbeten för att tillse att nya spridningsvägar inte öppnas upp till den framtida bostadsbyggnaden. Nämda risker kan exempelvis hanteras genom att undvika att placera ledningsschakt och andra underjordsanläggningar i de mest förorenade områdena (planområdets nordvästra och sydvästra del samt området sydväst om planområdet).



Figur 18. Uppmätta halter av CAH i förhållande till spillvattenledning samt ungefärligt läge för avstjälplingsplats. Blå pilar visar bedömd strömningsriktning för grundvatten baserat på inmätta grundvattennivåer. Högst halter av TCE i grundvatten inom detaljplaneområdet har uppmätts i provpunkt BH108 (detaljplaneområdets sydvästra del).

Hälsorisker kopplade till spridning från detaljplaneområdet

De högsta halterna av CAH i grundvatten har påvisats i grundvattenrör som installerats strax sydväst om (nedströms) detaljplaneområdet. Halter i inomhusluft som beräknats utifrån den högsta uppmätta halten av TCE i

grundvatten nedströms detaljplaneområdet genererar riskkvoter över 1 (Tabell 18). Riskkvoter för övriga utvärderade föroreningar underskrider 1. Det bör noteras att beräkningarna utgår från att hela jordprofilen ovan grundvattenytan (0–2 m u my) utgörs av genomsläppliga jordarter. Detta medför sannolikt en överskattning av den beräknade ångtransporten eftersom fyllnadsmassor av mer genomsläpplig karaktär främst påvisats inom markens översta skikt, 0–1 m u my. Den beräknade riskkvoten för TCE kan därmed vara överskattad.

De högsta halterna av TCE har uppmätts i grundvattenrör lokaliserade väst om den byggnad som finns lokaliserad inom fastigheten Cykeln 8, strax söder om detaljplaneområdet (se Figur). Rören är lokaliserade bedömt nedströms den nämnda byggnaden. Halter som uppmätts närmre byggnaden är avsevärt lägre och genererar inga teoretiska halter i inomhusluft över tillämpade riktvärden för inomhusluft. En undersökning som utförts avseende CAH i inomhusluft i byggnaden har inte påvisat några halter av CAH över laboratoriets rapporteringsgräns. Resultaten tyder på att spridningen av CAH från detaljplaneområdet inte utgör en oacceptabel hälsorisk för människor som vistas i byggnaden inom Cykeln 8.

Resultat från utförda undersökningar tyder vidare på att det sker en spridning av framför allt TCE i sydvästlig riktning från ett eller flera källområden lokaliserade inom eller i anslutning till detaljplaneområdets sydvästra del. Förorenings-spridningen sker mot ett obebyggt skogsområde där risken för exponering via inandning av ånga är liten på grund av den stora utspädningen av föroreningsångor som kommer ske i utomhusluften. Inga andra exponeringsvägar bedöms vara aktuella för de påvisade föroreningarna av CAH i grundvatten (se avsnitt 4.4).

Det saknas avgränsande prover i sydvästlig riktning. Det kan därmed inte helt uteslutas att förorenings-spridning sker till bostadsområden syd/sydväst om detaljplaneområdet. Prover som uttagits från träd och diken nedströms detaljplaneområdet har dock inte indikerat att det pågår en spridning av CAH mot dessa områden. Givet avståndet till nedströms belägna bostadsområden (ca 100 m) och den haltminskning⁸ som kan förväntas ske vid transporten bedöms risken för påverkan på bostadsområden nedströms detaljplaneområdet sannolikt vara liten.

Resultaten från utförda undersökningar indikerar sammanfattningsvis att spridningen av CAH från detaljplaneområdet utgör en låg och acceptabel risk för människor som vistas nedströms planområdet.

Det begränsade dataunderlaget medför dock vissa osäkerheter, vilket diskuteras vidare under avsnitt 8.4.

8.2.2 Övriga föroreningar

Tabell 22 - 24 nedan redovisas beräknade riskkvoter för de tre olika jordlagren med avseende på hälsorisker.

⁸ Föroreningshalter i grundvatten förväntas minska vid transporten till nedströms belägna områden på grund av naturliga processer så som fastläggning, nedbrytning och spädning.

Ytlig mark (0 – 1 m u my)

Tabell 22. Beräknade riskkvoter för ytlig mark (0 – 1 m u my) med avseende på hälsorisker.

Ämne	Representativ halt i ytlig mark (mg/kg)		Hälsobaserat riktvärde ytlig mark (mg/kg)	Riskkvot	
	UCLM/max halt	Aritm. medel		UCLM/max halt	Aritm. medel
Arsenik	5,4	3,2	1,7	3,2	1,9
Barium	670	190	500	1,3	0,38
Bly	100	48	16	6,3	3
Kadmium	140	14	1,2	120	12
Kobolt	11	7,1	22	0,50	0,32
Koppar	1500	190	2400	0,62	0,08
Krom total	83	35	65 000	<0,01	<0,01
Kvicksilver	0,03	0,02	0,052	0,58	0,38
Nickel	82	30	230	0,36	0,13
Vanadin	24	17	470	0,05	0,04
Zink	42 000	3900	2900	15	1,4
Cyanid total	1,3		350	<0,01	
PCB-7	0,13		0,0086	15	
PAH-M	1,2		1,6	0,75	
PAH-H	1,8		1,1	1,6	

Beräknade hälsobaserade riskkvoter överskrider 1 för flera ämnen i ytlig mark (arsenik, barium, bly, kadmium, zink, PCB, samt PAH-H). Påträffade föroreningar i ytliga marken 0 - 1 m u my bedöms därmed utgöra en oacceptabel risk för människors hälsa.

Valet av representativ halt (aritmetiskt medel eller UCLM95) påverkar riskkvotens storlek men har generellt ingen betydelse för bedömningen för något av de utvärderade ämnena. Barium utgör ett undantag där riskkvoten som baseras på UCLM95 överskrider 1 medan riskkvoten som baseras på aritmetiskt medel underskrider 1. Resultatet har dock ingen påverkan på det bedömda åtgärdsbehovet. Högst riskkvot noteras för kadmium, ca 12–120 beroende på om den riskkvoten baseras på aritmetiskt medelvärde eller UCLM95.

För arsenik, barium, kadmium, zink, PCB samt PAH-H utgör intag av växter den styrande exponeringsrisken, medan risk för blyexponering styrs av intag av jord. WSP har genomfört biotillgänglighetstest för kadmium, då hälsorisken inte endast beror på totala föroreningshalter i marken men också på vilken del av orala intaget som faktiskt är tillgänglig för upptag i kroppen. Testen visar att en biotillgänglighet för kadmium som bedöms till ca. 25%. Detta ska sättas i relation till den biotillgänglighet som tillämpats vid framtagande av det toxikologiska referensvärde som tillämpas vid bedömningen (i det aktuella fallet acceptabla dagliga intag (TDI)). För kadmium har en biotillgänglighet på 1–10 % antagits vid framtagande av det TDI-värde som anges i Naturvårdsverkets beräkningsmodell (Kemakta Konsult och IMM, 2016) och som även tillämpas vid riskbedömningen. Den platsspecifika biotillgänglighet som uppmätts för

kadmium (25 %) är alltså högre än den biotillgänglighet som antagits vid beräkning av platsspecifika riktvärden (1–10%). Den beräknade riskkvoten för kadmium kan således vara underskattad. Detta påverkar dock inte slutsatsen från bedömningen, d.v.s. att påvisad förorening av kadmium i yttlig jord kan utgöra en risk för människors hälsa.

För cyanid, PCB samt PAH:er baseras beräkningen av endast ett fåtal analysresultat, vilket medför en stor osäkerhet i bedömningen.

Mellandjup mark (1 – 2 m u my)

Tabell 23. Beräknade riskkvoter för mellandjup mark (1 – 2 m u my) med avseende på hälsorisker.

Ämne	Representativ halt i mellandjup mark (mg/kg)	Hälsobaserat riktvärde mellandjup mark (mg/kg)	Riskkvot
Arsenik	1,5	60	0,03
Barium	31	20 000	<0,01
Bly	25	330	0,08
Kadmium	160	140	1,1
Kobolt	5	1400	<0,01
Koppar	270	250 000	<0,01
Krom total	370	ej begr.	-
Kvicksilver	0,03	0,056	0,45
Nickel	340	6200	0,05
Vanadin	18	9300	<0,01
Zink	230	320 000	<0,01
Cyanid total	1,10	1000	<0,01
PCB-7	0,0035	0,13	0,03
PAH-M	0,08	1,7	0,04
PAH-H	0,12	37	<0,01

Beräknade hälsobaserade riskkvoter underskrider generellt 1 med god marginal, vilket indikerar att föroreningssituationen utgör en acceptabel risk för människors hälsa.

Kadmium utgör ett undantag med riskkvot strax över 1 om riskkvoter baseras på uppmätt maxhalt. Detta indikerar att kadmiumföroreningen i den mellandjupa marken, 1 - 2 m u my, kan utgöra en oacceptabel risk för människors hälsa. Se även resonemang kring kadmiums biotillgänglighet i föregående avsnitt. Exponering för kadmiumföroreningar i jord anses dock vara mest relevant i samband med eventuella framtida markarbeten och potentiell blottläggning av den förorenade jorden. I övrigt bedöms risken vara liten att människor kommer att exponeras för föroreningar i den djupare jorden.

Underlaget för beräkning av representativa halter i den mellandjupa jordlager är dock mycket begränsat med vilket resulterar i stor osäkerhet i bedömningen.

Djup mark (>2 m u my)

Tabell 24. Beräknade riskkvoter för djup mark (> 2 m u my) med avseende på hälsorisker.

Ämne	Representativ halt i djup mark (mg/kg)	Hälsobaserat riktvärde djup mark (mg/kg)	Riskkvot
Arsenik	2,4	60	0,04
Barium	49	20 000	<0,01
Bly	10	330	0,03
Kadmium	4	140	0,03
Kobolt	7	1400	0,01
Koppar	8900	250 000	0,04
Krom total	49	ej begr.	-
Kvicksilver	0,50	0,45	1,1
Nickel	14	6200	<0,01
Vanadin	23	9300	<0,01
Zink	25	320 000	<0,01
Cyanid total	450	1000	0,45
PCB-7	-	0,31	-
PAH-M	0,03	3,9	0,01
PAH-H	0,06	37	<0,01

Beräknade hälsobaserade riskkvoter underskrider generellt 1 med god marginal, vilket indikerar att föroreningssituationen utgör en acceptabel risk för människors hälsa. Undantag utgörs av kvicksilver som uppvisar en riskkvot strax över 1, vilket indikerar att hälsorisker kopplade till exponering för kvicksilver möjligen kan föreligga.

Styrande risk för kvicksilver är inandning av ånga. Eftersom den aktuella föroreningen är lokaliserad under grundvattenytan finns inga förutsättningar för ångtransport i jordens porer. Föroreningarna måste först lösas i grundvatten och transporteras till grundvattenytan för att därifrån kunna avgå som ånga för vidare transport i den omättade zonen. Uppmätta kvicksilverhalter i grundvattnet inom samt nedströms f.d. industriområdet är låga, under laboratoriets rapporteringsgräns. Resultaten indikerar att risken för ångavgång från, och således exponering för, kvicksilver i djup jord är mycket liten.

Underlaget för beräkning av representativa halter i den djupa jorden är mycket begränsat med vilket resulterar i stor osäkerhet i bedömningen.

8.3 Miljörisker

8.3.1 Markmiljö

Beräknade riskkvoter för markföroreningar med avseende skydd av markmiljö redovisas i Tabell 25.

Tabell 25. Beräknade riskkvoter för ytlig mark (0 - 1 m u my) med avseende på skydd av markecosystemet.

Ämne	Representativ halt i ytlig mark (mg/kg)		Riktvärde för skydd av markmiljö, ytlig mark (mg/kg)	Riskkvot	
	UCLM95	Aritm. medel		UCLM95	Aritm. medel
Arsenik	5,4	3,2	20	0,27	0,16
Barium	670	190	200	3,4	0,95
Bly	100	48	200	0,52	0,24
Kadmium	140	14	4	36	3,5
Kobolt	11	7,1	20	0,55	0,36
Koppar	1500	190	80	19	2,4
Krom total	83	35	80	1,0	0,44
Kvicksilver	0,03	0,02	5	0,01	<0,01
Nickel	82	30	70	1,2	0,43
Vanadin	24	17	100	0,24	0,17
Zink	42 000	3900	250	170	16
Cyanid total	1,3		30	0,04	
PCB-7	0,13		0,1	1,3	
PAH-M	1,2		10	0,12	
PAH-H	1,8		2,5	0,72	

Beräknade riskkvoter med avseende på skydd av markmiljön överskrider 1 för flera ämnen i ytlig mark (barium, kadmium, koppar, krom, nickel, zink, och PAH-H). Högst riskkvot noteras för zink (ca 16–170 beroende på om riskkvoten beräknats baserat på aritmetiskt medel eller UCLM95/maxhalt). Påträffade föroreningar i ytliga marken 0 - 1 m u my bedöms därmed utgöra en oacceptabel risk för markecosystemen inom planområdet.

Som nämns i föregående avsnitt om hälsorisker (avsnitt 9.2.2.), så förekommer det en stor variation i föroreningshalter i marken.

Att resultaten uppvisar en stor variation i föroreningshalter, samt att underlaget består bara av ett fåtal prov för flera ämnen medför en del osäkerheter med avseende på beräknade risker inom planområdet. Osäkerheterna diskuteras i avsnitt 8.4.

8.3.2 Skydd av ytvatten

Belastningsberäkning

Riskbedömning med avseende på föroreningsspridning av metaller samt cyanid och CAH till ytvatten, utgår från belastningsberäkningar vilka utförts baserat på uppmätta halter i det ytliga grundvattnet. Belastningsberäkningarna visar att spridningen från området är liten, se Tabell 26, och beräknade koncentrationer som tillförs Munkbosjön från planområdet ligger långt under respektive Ccrit_sw, se Tabell 27.

Tabell 26. Bräkanad årlig belastning. Beräkningen har utförts för två olika flöden, min och max, baserat på olika flödesförutsättningar pga. jordens varierande genomsläpplighet samt två olika tvärsnittarea uppströms och nedströms, vilket beskrivs tidigare i rapporten (avsnitt 6.2). Tabellen redovisar beräkningar för grundvattnet vid planområdets gräns samt längre nedströms

Ämne	Grundvattnet som lämnar planområdet		21W305 (nedströms planområdet)	
	Min. belastning (mg/år)	Max. belastning (mg/år)	Min. belastning (mg/år)	Max. belastning (mg/år)
Arsenik	0,02	20	0,093	93
Barium	6,8	6800	6,1	6100
Bly	<0,01	1	0,007	7,1
Kadmium	0,36	360	0,007	7,1
Kobolt	0,06	57	0,19	190
Koppar	0,31	310	1	1000
Krom	0,25	250	0,083	83
Kviksilver	0,01	13	0,025	25
Nickel	0,96	960	0,83	830
Vanadin	0,05	53	0,24	240
Zink	3,8	3800	0,43	430
Triklöreten	8,8	8800	0,025	25
Tetraklöreten	0,63	630	0,025	25
cis-1,2-Diklöreten	2,5	2500	0,025	25
trans-1,2-Diklöreten	0,13	130	0,025	25
Vinylklorid	0,01	13	0,025	25
Cyanid	0,47	470	0,35	350

Tabell 27. Beräknat halttillskott till ytvattenrecipienten. Beräkningen har utförts för två olika flöden, min och max, baserat på olika flödesförutsättningar pga. jordens varierande genomsläpplighet samt två olika tvärsnittarea, vilket beskrivs tidigare i rapporten (avsnitt 6.2). Tabellen redovisar beräkningar för grundvattnet vid planområdets gräns samt längre nedströms.

		Grundvattnet som lämnar planområdet		21W305 (nedströms planområdet)	
Ämne	Ccrit_sw (µg/l)	Min. tillskott (µg/l)	Max. tillskott (µg/l)	Min. belastning (µg/l)	Max. belastning (µg/l)
Arsenik	0,3	<0,0001	<0,0001	<0,0001	0,00022
Barium	10	<0,0001	0,016	<0,0001	0,014
Bly	0,5	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001
Kadmium	0,02	<0,0001	0,00084	<0,0001	<0,0001
Kobolt	0,2	<0,0001	0,00013	<0,0001	0,00046
Koppar	1	<0,0001	0,00072	<0,0001	0,0024
Krom	0,3	<0,0001	0,0006	<0,0001	0,0002
Kviksilver	0,002	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001
Nickel	1	<0,0001	0,0023	<0,0001	0,002
Vanadin	0,5	<0,0001	0,00013	<0,0001	0,00057
Zink	4	<0,0001	0,009	<0,0001	0,001
Trikloret	5	<0,0001	0,021	<0,0001	<0,0001
Tetrakloret	5	<0,0001	0,0015	<0,0001	<0,0001
cis-1,2-Dikloret	-	<0,0001	0,006	<0,0001	<0,0001
trans-1,2-Dikloret	-	<0,0001	0,0003	<0,0001	<0,0001
Vinylklorid	-	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001
Cyanid	0,5	<0,0001	0,0011	<0,0001	0,00084

Beräkningarna visar att risken för negativ påverkan på ytvattenrecipienten, Munkbosjön, är liten. Detta givet den stora utspädning som förväntas ske vid transport till och utblandning i recipienten. Halterna som tillförs Munkbosjön ligger under Ccrit_sw, och halterna förväntas bli ännu lägre då de flödar till ytvattenförekomsten nedströms Munkbosjön, Brunnsjön. Brunnsjön bedöms därmed inte heller påverkas negativt av förorenings spridning.

Provtagning som utförts av ytvattnet i Munkbosjön (Hifab, 2012) har inte påvisat några metallhalter över laboratoriets rapporteringsgräns, förutom bly och zink, som dock understiger Ccrit_sw (WSP, 2024). Cyanidhalt i sjön har ej undersökts.

I Tabell 28 – 30 redovisas riskkvoter som beräknats baserat på föroreningshalter i jord samt riktvärden för spridning till ytvatten. Riskkvoterna har beräknats som en indikation på eventuell risk med avseende på spridning från jord inom planområdet till ytvattenrecipienten. Riskkvoterna underskrider generellt 1, vilket indikerar att föroreningssituationen utgör en låg risk med avseende på spridning till ytvatten. Resultaten bekräftar den bedömning som redovisas ovan och som baseras på uppmätta halter i grundvattnet.

Kadmium utgör ett undantag med riskkvoter strax över 1 för den ytliga och mellandjupa marken om riskkvoterna beräknas baserat på UCLM95. Om riskkvoterna istället utgår från aritmetiska medelvärden underskrider samtliga riskkvoter 1. Uppmätta föroreningshalter i ytliga grundvattnet inom området uppvisar förhöjda halter av kadmium i grundvatten. Grundvattenrör som installerats nedströms det f.d. industriområdet tyder dock på att halterna avtar med avstånd från området och utförda belastningsberäkningar visar att föroreningsbelastningen på Munkbosjön är mycket låg. Ytvattenprover som uttagits från recipienten har inte påvisat några kadmiumhalter över laboratoriets rapporteringsgräns. Påvisade föroreningshalter av kadmium bedöms sammanfattningsvis utgöra en låg och acceptabel risk för nedströms belägna recipienter.

Tabell 28. Beräknade riskkvoter för yttlig mark (0 - 1 m u my) med avseende på skydd av ytvatten.

Ämne	Representativ halt i yttlig mark (mg/kg)		Riktvärde för skydd av ytvatten, yttlig mark (mg/kg)	Riskkvot	
	UCLM/max halt	Aritm. medel		UCLM/max halt	Aritm. medel
Arsenik	5,4	3,2	360	0,02	0,01
Barium	670	190	40 000	0,02	<0,01
Bly	100	48	13 000	0,01	<0,01
Kadmium	140	14	64	2,2	0,22
Kobolt	11	7,1	240	0,05	0,03
Koppar	1500	190	2400	0,62	0,08
Krom total	83	35	1800	0,05	0,02
Kviksilver	0,03	0,02	2,4	0,01	0,01
Nickel	82	30	1200	0,07	0,03
Vanadin	24	17	2000	0,01	0,01
Zink	42 000	3900	40 000	1,1	0,10
Cyanid total	1,3		200	0,01	
PCB-7	0,13		1,5	0,09	
PAH-M	1,2		110	0,01	
PAH-H	1,8		150	0,01	

Tabell 29. Beräknade riskkvoten för mellandjup mark (1 – 2 m u my) med avseende på skydd av ytvatten.

Ämne	Representativ halt i mellandjup mark (mg/kg)	Riktvärde för skydd av ytvatten, mellandjup mark (mg/kg)	Riskkvot
Arsenik	1,5	360	<0,01
Barium	31	40 000	<0,01
Bly	25	13 000	<0,01
Kadmium	160	64	2,5
Kobolt	5	240	0,02
Koppar	270	2400	0,11
Krom total	370	1800	0,21
Kvicksilver	0,03	2,4	0,01
Nickel	340	1200	0,28
Vanadin	18	2000	0,01
Zink	230	40 000	0,01
Cyanid total	1,1	200	0,01
PCB-7	0,0035	1,5	<0,01
PAH-M	0,08	110	<0,01
PAH-H	0,12	150	<0,01

Tabell 30. Beräknade riskkvoten för djup mark (> 2 m u my) med avseende på skydd av ytvatten.

Ämne	Representativ halt i djup mark (mg/kg)	Riktvärde för skydd av ytvatten, mellandjup mark (mg/kg)	Riskkvot
Arsenik	2,4	1400	<0,01
Barium	49	160 000	<0,01
Bly	10	52 000	<0,01
Kadmium	4	250	0,02
Kobolt	7	950	0,01
Koppar	8900	9500	0,94
Krom total	49	7100	0,01
Kvicksilver	0,50	9,5	0,05
Nickel	14	4800	<0,01
Vanadin	23,00	7900	<0,01
Zink	25	160 000	<0,01
Cyanid total	450	790	0,57
PCB-7	-	6	-
PAH-M	0,03	450	<0,01
PAH-H	0,06	580	<0,01

8.4 Osäkerheter

8.4.1 Klorerade alifater

Dataunderlaget avseende framför allt CAH grundvatten är litet. Porluftsprover som uttagits under och i anslutning till förrådsbyggnaden inom detaljplaneområdets nordvästra del visar att det finns en källa till CAH under eller i nära anslutning till byggnaden. Källan till de förhöjda halterna har dock inte identifierats vid utförda undersökningar. Grundvattenprover som uttagits strax söder om byggnaden (bedömt nedströms) har endast påvisat låga halter av CAH. Porluftsundersökningar som utförts nedströms byggnaden har påvisat måttligt förhöjda halter av framför allt TCE i porluft. Uppmätta halter av CAH i grundvatten och porluft har inte indikerat någon förekomst av fri fas.

Resultaten tyder på att utbredningen av föroreningen som påvisats inom planområdets nordvästra del är begränsad. Provtagning har dock endast utförts vid ett tillfälle alternativt, för porluft, vid upp till två tillfällen men med mycket lång tid mellan provtagningstillfällen (ca 10 år). Det begränsade dataunderlaget medför osäkerheter kring föroreningens utbredning inom detaljplaneområdet samt haltvariationer över tid.

Inom området söder om detaljplaneområdet är dataunderlaget något större. Här har provtagning av grundvatten utförts vid upp till fyra olika tillfällen (Hifab, 2012, WSP, 2023). Resultaten från dessa undersökningar visar inte på några större haltvariationer. Halter av TCE varierar i de aktuella rören med som mest ca en faktor 2. Resultaten tyder på att haltvariationerna i grundvatten inom området är relativt liten.

De osäkerheter som beskrivs ovan har hanterats genom att basera riskbedömningen på de högsta uppmätta halterna av CAH i grundvatten och porluft inom och nedströms detaljplaneområdet. Bortsett från en halt av TCE som uppmätts i grundvattenrör lokaliserat söder om (nedströms) den framtida bostadsbyggnaden bedöms samtliga halter av CAH som uppmätts i grundvatten och porluft inom detaljplaneområdet utgöra en låg och acceptabel risk för människors hälsa. Detta gäller även de halter som uppmätts i direkt anslutning till det påvisade källområdet inom detaljplaneområdets nordvästra del. En del av detaljplaneområdet som inte planeras för bostadsändamål.

Resultaten från utförda undersökningar tyder vidare på att de avvikande halter av CAH som uppmätts inom detaljplaneområdets sydvästra del, samt i området sydväst om detaljplaneområdet, sannolikt härrör från ett eller flera källområden nedströms den framtida bostadsbyggnaden. Eftersom eventuella källområden är lokaliserade nedströms byggnaden bedöms det mindre sannolikt att de föroreningar som påvisats i området sydväst om byggnaden kommer att påverka inomhusluften i framtida bostäder i någon betydande omfattning. Undersökningar som utförts i anslutning till den ledning som löper genom planområdet och som skulle kunna fungera som en spridningsväg för föroreningssångor från mer förorenade områden inom planområdets nordvästra och sydvästra del till den framtida bostadsbyggnaden har inte påvisat någon pågående spridning som bedöms utgöra en risk för människors hälsa.

Föroreningar av CAH som påvisats inom planområdet bedöms sammanfattningsvis sannolikt utgöra en låg och acceptabel risk för människor som kommer att vistas inom området vid den framtida markanvändningen.

Givet det begränsade dataunderlaget kan det dock inte uteslutas att det finns högre halter av CAH inom detaljplaneområdet som inte påträffats vid utförda undersökningar. Detta skulle kunna påverka riskbedömningen, framför allt om det finns höga halter av CAH under eller i nära anslutning till byggnaden som missats vid utförda undersökningar.

Eftersom det vid upprättandet av riskbedömningen saknas information om eventuella planer på nya ledningar eller andra undermarkkonstruktioner inom området kan det vidare inte uteslutas att nya spridningsvägar kan komma att öppnas upp inom området i framtiden. Detta skulle kunna påverka risksituationen inom området framförallt om framtida markarbeten skulle leda till en ökad spridning av föroreningsångor och/eller förorenat grundvatten till den framtida bostadsbyggnaden eller till befintliga bostäder i planområdets närhet.

Vidare medför avsaknaden av avgränsande provtagning nedströms de högsta påvisade halterna av CAH i grundvatten inom området vissa osäkerheter kring spridningen av CAH från detaljplaneområdet. Prover som uttagits från träd och diken nedströms de påvisade föroreningarna har inte indikerat att det sker någon betydande spridning av CAH till bostadsområden eller recipienter längre nedströms, det kan dock inte uteslutas att grundvattnet är lokaliserat på nivåer under dikets underkant/trädens rötter. Givet riskkvoternas storlek samt den utspädning som förväntas ske vid transport till nedströms belägna bostadsområden bedöms dock spridningen från området sannolikt utgöra en acceptabel risk för människors hälsa.

Riskbedömningen bygger delvis på en bedömning av halter i inomhusluft som beräknats baserat på uppmätta halter i grundvatten, se avsnitt 6.2 och 8.2.1. Beräkningen genomförs i två steg där det första steget avser ångavgång från grundvatten till porluft och det andra steget avser utspädning vid transport från porluft till inomhusluft (se Bilaga 1). I det första steget erhålls en halt i porluft. Det noteras att den beräknade halten av TCE i porluft inom planområdets sydvästra del ($55\ 600\ \mu\text{g}/\text{m}^3$) är ca 200 gånger högre än den högsta halt som uppmätts i porluft inom den aktuella delen av området ($290\ \mu\text{g}/\text{m}^3$). Resultaten indikerar att den beräkningsmodell som tillämpats för att beräkna halter i inomhusluft utifrån uppmätta halter i grundvatten (Naturvårdsverket, 2016) möjligtvis överskattar ångtransporten. Dataunderlaget är dock för litet för att dra några säkra slutsatser.

8.4.2 Övriga ämnen

Dataunderlaget är delvis mycket litet framförallt för cyanid och organiska ämnen, som PCB och PAH:er samt för djupare belägen jord.

Därutöver är dataunderlaget skevt fördelat där en stor andel av resultaten som legat till grund för riskbedömningen kommer från planområdets södra del, fastigheten Cykeln 6. Endast två provpunkter representerar fastigheterna Cykeln 3 – 5. Föroreningshalter från dessa punkter är betydligt lägre än de halter som påvisats inom Cykeln 6. Föroreningshalter i dessa punkter indikerar att det möjligtvis föreligger en betydlig mindre föroreningsbelastning med acceptabla risker för markmiljön inom norra delarna av undersökningsområdet. Underlaget är dock för bristfälligt för att kunna dra slutsatser.

Tidigare riskbedömningen indikerar ett "hotspot"-området med betydligt förhöjda föroreningshalter ($>\text{PSRV}$) i fyllnadsmassorna söder och sydväst om byggnaden på fastigheten Cykeln 6 och som fortsätter in på fastigheten Cykeln 7 väst om planområdet.

Resultat från provtagning inom Cykeln 3 – 5 indikerar att föroreningshalter i denna del av området är lägre och potentiella hälsorisker således mindre, men underlaget bör kompletteras för att få en bättre bild av risksituationen.

Osäkerheter avser främst risker med avseende på människors hälsa samt markmiljön och begränsas huvudsakligen till jordmassorna i översta metern av marken. För djupare marklager >1 m u my föreligger inte samma exponeringsrisk för människor, däremot kan spridningsrisker vara mer relevanta. Spridningsrisker baseras dock främst på uppmätta halter i ytliga grundvattnet och belastningsberäkningen som visar en låg belastningen på ytvattenrecipienten.

8.5 Sammanfattande riskbedömning

8.5.1 Klorerade lösningsmedel

Påvisade halter av CAH i grundvatten och porluft inom detaljplaneområdet bedöms sannolikt utgöra en låg och acceptabel risk för människor som kommer att vistas inom detaljplaneområdet vid den planerade markanvändningen. Vidare bedöms spridningen av CAH från detaljplaneområdet till omgivande områden sannolikt utgöra en låg och acceptabel risk för människor som vistas i detaljplaneområdets omgivning. Bedömningen baseras på nedanstående observationer:

- Uppmätta halter av CAH i porluft är låga i förhållande till beräknade riktvärden för porluft
- Uppmätta halter av CAH i inomhusluft är låga i förhållande till tillämpade riktvärden för inomhusluft
- Halter i inomhusluft som beräknats utifrån uppmätta halter av CAH i porluft är låga i förhållande tillämpade riktvärden för inomhusluft
- Halter i inomhusluft som beräknats utifrån uppmätta halter av CAH i grundvatten inom detaljplaneområdet är generellt låga i förhållande tillämpade riktvärden för inomhusluft. Den beräknade halten av TCE tangerar det tillämpade riktvärdet (riskkvot = 1). Den beräknade halten i inomhusluft baseras på den högsta uppmätta halten av TCE i grundvatten inom detaljplaneområdet. Halten har uppmätts i grundvatten nedströms (söder om) den framtida bostadsbyggnaden och bedöms sannolikt vara orsakad av en eller flera källor nedströms byggnaden. Det bedöms därmed mindre sannolikt att de förhöjda halterna som noterats i grundvatten inom detaljplaneområdets sydvästra del skulle ha någon betydande påverkan på inomhusluften i byggnaden. Övriga halter av CAH som uppmätts i grundvatten inom detaljplaneområdet genererar inga teoretiska halter i inomhusluft över tillämpade riktvärden för inomhusluft.
- Halter i inomhusluft som beräknats utifrån uppmätta halter av CAH i grundvatten nedströms detaljplaneområdet är generellt låga i förhållande tillämpade riktvärden för inomhusluft. Den beräknade halten av TCE överskrider det tillämpade riktvärdet (riskkvot >1). Den beräknade halten i inomhusluft baseras på den högsta uppmätta halten av TCE i grundvatten nedströms detaljplaneområdet. Området där de högsta halterna uppmätts är beläget nedströms den bostadsbyggnad

som finns lokaliserad strax söder om detaljplaneområdet. Halter som uppmätts närmre bostadsbyggnaden genererar inga teoretiska halter i inomhusluft över tillämpade riktvärden för inomhusluft (riskkvoter <1). Den beräknade halten utgår vidare från konservativa antaganden som sannolikt överskattar ångtransporten från grundvatten nedströms detaljplaneområdet.

Resultat från utförda undersökningar indikerar att det sker en spridning av CAH från området strax sydväst om detaljplaneområdet. Spridningen orsakas sannolikt av ett eller flera källområden lokaliserade inom eller strax utanför detaljplaneområdets sydvästra del. Spridningen sker mot ett skogsområde där risken för humanexponering bedöms vara liten p.g.a. den stora utspädning av föroreningsångor som förväntas ske i utomhusluften. Det saknas avgränsande provtagning i nedströms riktning, men givet storleksordningen av uppmätta halter och den spädning som kan förväntas ske vid transport till nedströms belägna bostadsområden bedöms spridningen sannolikt utgöra en låg och acceptabel risk för människor som vistas i dessa områden.

Dataunderlaget är begränsat, vilket medför vissa osäkerheter. Osäkerheter som kan komma att påverka riskbedömningen diskuteras i föregående avsnitt, bl.a. kan eventuella framtida ledningar eller andra undermarkskonstruktioner komma att påverka resultatet av bedömningen. Detta om nya spridningsvägar för förorenat grundvatten och/ eller föroreningsångor öppnas upp till den framtida bostadsbyggnaden eller till befintliga bostäder i planområdets närhet.

8.5.2 Övriga föroreningar

Påvisade föroreningar av metaller, cyanid, PAH:er samt PCB i ytliga jorden inom planområdet bedöms kunna utgöra en oacceptabel risk för människors hälsa och markmiljön vid den planerade markanvändningen. Intag av växter utgör den styrande exponeringsvägen för identifierade riskämnen arsenik, barium, kadmium, PCB samt PAH-H, medan för bly är exponeringsrisken störst via intag av jord. För kadmium indikerar utförda biotillgänglighetstest att även intag av jord kan utgöra en viktig exponeringsväg för påverkan på människors hälsa.

Risker kopplas främst till exponering för påträffade fyllnadsmassor inom planområdets södra del (Cykeln 6). Dataunderlaget från övriga delar av planområdet är dock mycket begränsat och det kan inte uteslutas att det även förekommer höga föroreningshalter i jord inom delar av området som inte undersökts.

Föroreningssituationen i djupare jord (>1 m u my) bedöms sannolikt utgöra en acceptabel risk för människornas hälsa. Det begränsade dataunderlaget medför dock vissa osäkerheter (se avsnitt 8.4).

Risk för spridning av påträffade föroreningar till nedströms belägen recipient, Munkbosjön, bedöms vara acceptabel.

9. Slutsatser och rekommendationer

Syftet med den kompletterande riskbedömningen har varit att, utifrån tillgänglig information och tidigare framtagna riskbedömning för Bernard Hedlund f.d. metallfabrik (WSP, 2024), uppskatta vilka potentiella risker påträffade

föroreningar inom fastigheterna Cykeln 3 – 6 i Hedemora kan utgöra för människors hälsa och miljö vid planerad markanvändning (bostäder) samt om riskreducerande åtgärder kan komma att krävas för att tillse att marken kan göras lämplig för sitt planerade ändamål.

Följande ämnen bedöms kunna utgöra en potentiell risk för människors hälsa och miljön vid den planerade markanvändningen:

- CAH
- Metaller
- PAH:er
- PCB
- Cyanid

Risker kopplas främst till exponering för föroreningar i den ytliga jorden (0–1 m) genom intag av jord och växter. Föroreningssituationen bedöms även kunna utgöra ett hinder för markmiljön att utföra önskade funktioner vid den planerade markanvändningen. Det bedöms således föreligga ett åtgärdsbehov inom området för att reducera risker för människors hälsa och miljö samt för att tillse att marken kan göras lämplig för sitt tilltänkta ändamål (bostäder).

Föroreningssituationen bedöms inte utgöra en oacceptabel risk med avseende på spridning till nedströms belägna recipienter.

För CAH bedöms påvisade föroreningar sannolikt utgöra en låg och acceptabel risk för människors hälsa och miljö. Dataunderlaget är dock begränsat och det rekommenderas att ytterligare prover uttas på grundvatten och porluft i syfte att verifiera resultaten från riskbedömningen.

Även dataunderlaget för övriga föroreningar är litet. Detta gäller framförallt inom planområdets norra del samt för djupare jord inom hela planområdet. Det rekommenderas att dataunderlaget kompletteras med ytterligare prover för att bedöma omfattningen av eventuella åtgärder.

Kompletterande undersökningar bör i första hand fokusera på det ytliga marklagret för att möjliggöra indelning och anpassning av åtgärdsbehov efter olika delområden då befintliga resultat indikerar en stor variation av föroreningshalter i marken inom planområdet. Även dataunderlaget för djupare jord bör dock kompletteras.

Riskreducerande åtgärder bör fokusera på att minska förutsättningar för kontakt med förorenade jordmassor samt att skapa bättre förutsättningar för markecosystemet.

Detta kan exempelvis uppnås genom schaktsanering, dvs utskiftning av det översta marklagret och ersättning med ny jord, eller någon typ av övertäckning, exempelvis med ett lager av ren jord samt geotextil.

För att undvika att öppna upp nya spridningsvägar för CAH eventuella nya ledningar och andra undermarkskonstruktioner förläggas till områden med låga halter CAH i grundvatten eller jord.

Riskbedömningen visar sammanfattningsvis att riskreducerande åtgärder kan komma att krävas för att minska risker för människor som kommer att vistas inom området vid den planerade markanvändningen (bostäder) samt för markmiljön inom området. Det finns flera olika metoder som kan tillämpas för att uppnå detta syfte och marken bedöms således kunna göras lämplig för sitt planerade ändamål.

10. Referenser

Fetter, 2014. Applied Hydrogeology, n.p. Essex Pearson Education cop. 2014.

Hifab, 2012. Detaljerad miljöteknisk undersökning inom och invid fd Bernard Hedlunds Metallfabrik.

HVMFS 2019:25. Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten.

Kemakta Konsult och IMM, 2016. Datablad för kadmium, framtaget för Naturvårdsverket.

Naturvårdsverket, 2009a. Riktvärden för förorenad mark Modellbeskrivning och vägledning. Rapport 5976.

Naturvårdsverket, 2009b. Att välja efterbehandlingsåtgärd, En vägledning från övergripande till mätbara åtgärds mål. Rapport 5978.

Naturvårdsverket, 2016, 2019 och 2022:

Uppdaterade riktvärden för förorenad mark:

<https://www.naturvardsverket.se/4acbee/globalassets/vagledning/fororenade-omraden/riktvarden/naturvardsverkets-generella-riktvarden-fororenad-mark-2022.pdf>

SGU, 2025, online kartunderlag:

<https://apps.sgu.se/kartvisare/kartvisare-jordarter-25-100.html>

SMHI, 2025, vattenwebb:

<https://vattenwebb.smhi.se/modelarea/>

Sweco, 2014. Markmiljö i Malmö Stad och dess inverkan på saneringsbehov i djupare jord. Underlag för riskvärdering. För Malmö Stad Fastighetskontoret.

Victorin, K., 1998. Risk assessment of carcinogenic air pollutants. IMM-rapport 1/98. Institutet för miljömedicin, Karolinska institutet, Stockholm, 1998.

VISS, 2025:

<https://ext-geoportal.lansstyrelsen.se/standard/?appid=1589fd5a099a4e309035beb900d12399>

WSP, 2008. Bernard Hedlund, f.d. ytbehandling, Cykeln 4 m.fl., Hedemora. Översiktlig miljöteknisk undersökning.

WSP, 2023. Resultatrapport certifierad provtagning, Bernard Hedlund f.d. metallfabrik.

WSP, 2024. Riskbedömning, Bernard Hedlund f.d. metallfabrik.

Bilaga 1

Bilaga 1A. Beräkningar inomhusluft, grundvatten till inomhusluft

Bilaga 1B. Beräkningar inomhusluft, porluft till inomhus luft

Bilaga 1A. Beräkningar inomhusluft

Grundvatten till inomhusluft

$$C_{ia} = H \cdot C_w \cdot 1000 \cdot \frac{L_a}{V_{hus} \cdot l_{hus}} \cdot \frac{A_{hus} \cdot D_e}{L_a \cdot Z + A_{hus} \cdot D_e}$$

$$C_a = H \cdot C_w \cdot 1000$$

$$D_e = D_{0,g} \cdot \frac{\theta_a^{\frac{10}{a}}}{\epsilon^2} + \frac{D_{0,w}}{H} \cdot \frac{\theta_w^{\frac{10}{a}}}{\epsilon^2}$$

La	Inläckage markluft (m3/d)	2,4	
Vhus	Byggnadens volym (m3)	240	
lhus	Luftomsättning i byggnad (d-1)	12	
A	Area byggnad (m2)	100	
Z	Djup till förorening (m)	2	
D0,w	Diffusivitet i vatten (m2/d)	0,000086	
D0,g	Diffusivitet i luft (m2/d)	0,7	
θa	Lufthalt i jord (-)	0,08	0,24
θw	Vattenhalt i jord (-)	0,32	0,11
ε	Jordens porositet (-)	0,4	0,35
		Normaltät	Genomsläpplig

Ämne	Henrys konstant	Effektiv diffusivitet		Koncentration i GV		Koncentration i PL		Koncentration i IL				Riktvärde inomhusluft	
	H (-)	De (-)		cw (ug/l)		Ca (ug/m3)		Cia (ug/m3)					
	Data från litteraturen	Beräknad		Uppmätt		Beräknad		Beräknad		Beräknad			
		Normaltät	Genomsläpplig	Inom DP	Nedströms DP	Inom DP	Nedströms DP	Inom DP		Nedströms DP			
PCE	0,929	0,00098	0,04909	13	160	12 077	148 640	0,2	5	2,5	63	100	
TCE	0,278	0,00101	0,04909	200	570	55 600	158 460	1,0	23	2,7	67		23
cis	0,167	0,00104	0,04909	55	90	9 185	15 030	0,2	4	0,3	6,3	30	
trans	0,383	0,00100	0,04909	4,2	72	1 609	27 576	0,03	0,7	0,5	11,6		
VC	1,14	0,00098	0,04909	1,0	1,3	1 140	1 482	0,02	0,5	0,0	0,6		2,6

GV: grundvatten
 PL: Porluft
 IL: Inomhusluft

Värden som skrivits ut med grått har inte tillämpats vid riskbedömningen men redovisas i jämförande syfte

Bilaga 1B. Beräkningar inomhusluft

Porluft till inomhusluft

$$C_{ia} = C_a \cdot \frac{L_a}{V_{hus} \cdot l_{hus}} \cdot \frac{A_{hus} \cdot D_e}{L_a \cdot Z + A_{hus} \cdot D_e}$$

$$D_e = D_{0,g} \cdot \frac{\theta_a^{\frac{10}{3}}}{\varepsilon^2} + \frac{D_{0,w}}{H} \cdot \frac{\theta_w^{\frac{10}{3}}}{\varepsilon^2}$$

La	Inläckage markluft (m3/d)	2,4	
Vhus	Byggnadens volym (m3)	240	
lhus	Luftomsättning i byggnad (d-1)	12	
A	Area byggnad (m2)	100	
Z	Djup till förorening (m)	0,35	
D0,w	Diffusivitet i vatten (m2/d)	0,000086	
D0,g	Diffusivitet i luft (m2/d)	0,7	
θa	Lufthalt i jord (-)	0,08	0,24
θw	Vattenhalt i jord (-)	0,32	0,11
ε	Jordens porositet (-)	0,4	0,35
		Normaltät	Genomsläpplig

Ämne	Henrys konstant	Effektiv diffusivitet		Koncentration i PL		Koncentration i IL				Riktvärde inomhusluft	
	H (-)	De (-)		Ca (ug/m3)		Cia (ug/m3)					
	Data från litteraturen	Beräknad		Uppmätt		Beräknad		Beräknad			
		Normaltät	Genomsläpplig	2011	2021	Normaltät	Genomsläpplig	Normaltät	Genomsläpplig		
PCE	0,929	0,0010	0,0491	150	180	0,01	0,1	0,02	0,1	100	
TCE	0,278	0,0010	0,0491	960	490	0,1	0,7	0,04	0,3		23
cis	0,167	0,0010	0,0491	270	1	0,02	0,2	0,0001	0,001	30	
trans	0,383	0,0010	0,0491	270	1	0,02	0,2	0,0001	0,001		
VC	1,14	0,0010	0,0491	270	1	0,02	0,2	0,0001	0,001		2,6

GV: grundvatten
 PL: Porluft
 IL: Inomhusluft

Värden som skrivits ut med grått har inte tillämpats vid riskbedömningen men redovisas i jämförande syfte
 Värden som har skrivits ut med kursiv stil har tilldelats värdet för rapporteringsgränsen.

Bilaga 2

Beräkning av riktvärden för mark

Utagsrapport

Generellt scenario: **KM**
Eget scenario: **Ytlig mark**

Naturvårdsverket, version 2.2

Beskrivning
Standardscenario för känslig markanvändning, enligt Naturvårdsverkets generella riktvärden för förorenad mark.

Beräknade riktvärden

Ämne	Riktvärde		Styrande för riktvärde	Kommentarer (obl = obligatorisk, frv = frivillig)
Arsenik	10	mg/kg	Bakgrundshalt	
Barium_Kd	200	mg/kg	Skydd av markmiljö	
Bly_Kd	20	mg/kg	Bakgrundshalt	
Kadmium_Kd	1,2	mg/kg	Intag av växter	
Kobolt	20	mg/kg	Skydd av markmiljö	
Koppar_Kd	80	mg/kg	Skydd av markmiljö	
Krom tot_Kd	80	mg/kg	Skydd av markmiljö	
Kvicksilver	0,10	mg/kg	Bakgrundshalt	
Nickel_Kd	70	mg/kg	Skydd av markmiljö	
Vanadin	100	mg/kg	Skydd av markmiljö	
Zink_Kd	250	mg/kg	Skydd av markmiljö	
Cyanid total	30	mg/kg	Skydd av markmiljö	
PCB-7	0,0080	mg/kg	Intag av växter	
PAH-M	1,5	mg/kg	Inandning av ånga	
PAH-H	1,2	mg/kg	Intag av växter	

Avvikelser i scenarioparametrar	Eget scenario	Generellt scenario		Kommentarer till scenarioparametrar (frv)
	Ytlig mark	KM		
Intag av dricksvatten	beaktas ej	beaktas		Kommentar saknas!
Vattenhalt	0,11	0,32	dm ³ /dm ³	Kommentar saknas!
Andel porluft	0,24	0,08	dm ³ /dm ³	Kommentar saknas!
Skydd av grundvatten	utförs ej	utförs		Kommentar saknas!

Avvikelser i modellparametrar	Eget värde	Standardvärde		Kommentarer till modellparametrar (frv)
Inga avvikelser i modellparametrar.	-	-		

Beskrivning

Standardscenario för känslig markanvändning, enligt Naturvårdsverkets generella riktvärden för förorenad mark.

Egendefinierade ämnen

Följande ämnen är egendefinierade:

- Barium_Kd	Kommentar saknas!
- Bly_Kd	Kommentar saknas!
- Kadmium_Kd	Kommentar saknas!
- Koppar_Kd	Kommentar saknas!
- Krom tot_Kd	Kommentar saknas!
- Nickel_Kd	Kommentar saknas!
- Zink_Kd	Kommentar saknas!
	Kommentar saknas!
	Kommentar saknas!
	Kommentar saknas!
	Kommentar saknas!
	Kommentar saknas!
	Kommentar saknas!
	Kommentar saknas!
	Kommentar saknas!
Egendefinierade ämnen redovisas i	
kalkylbladet "Avvikelser ämnesdata".	

Riktvärden												Naturvårdsverket, version 2.2						Exponeringsvägarnas påverkan på hälsoriskbaserat riktvärde								
Ämne	Envägskoncentrationer (mg/kg)						Riktvärde för hälsa, långtidseff.	Justeringar (mg/kg)		Hälsorisk-baserat riktvärde	Skydd av markmiljö (mg/kg)	Spridning (mg/kg)			Riktvärde hälsa, miljö, spridning	Bakgrunds-halt (mg/kg)	Avrundat riktvärde (mg/kg)	Ämne	Påverkan på ojusterat hälsoriskbaserat riktvärde							
	Intag av jord	Hudkontakt jord/damm	Inandning damm	Inandning ånga	Intag av dricksvatten	Intag av växter		Korttids-exponering	Akut-toxicitet			Skydd mot fri fas	Skydd av grundvatten	Skydd av ytvatten					Intag av jord	Hudkontakt jord/damm	Inandning damm	Inandning ånga	Intag av dricksvatten	Intag av växter		
Arsenik	4,8	33	360	beaktas ej	beaktas ej	2,8	1,7	data saknas	100	1,7	20	beaktas ej	beaktas ej	360	1,7	10	10	Arsenik	35,3%	5,0%	0,5%	0,0%	0,0%	59,1%		
Barium_Kd	1300	46000	27000	beaktas ej	beaktas ej	870	500	data saknas	data saknas	500	200	beaktas ej	beaktas ej	40000	200	80	200	Barium_Kd	39,9%	1,1%	1,9%	0,0%	0,0%	57,1%		
Bly_Kd	21	460	5300	beaktas ej	beaktas ej	77	16	1000	data saknas	16	200	beaktas ej	beaktas ej	13000	16	20	20	Bly_Kd	75,8%	3,5%	0,3%	0,0%	0,0%	20,4%		
Kadmium_Kd	9	3300	53	beaktas ej	beaktas ej	1,4	1,2	250	data saknas	1,2	4	beaktas ej	beaktas ej	64	1,2	0,2	1,2	Kadmium_Kd	13,2%	0,0%	2,2%	0,0%	0,0%	84,6%		
Kobolt	88	3200	2700	beaktas ej	beaktas ej	30	22	data saknas	data saknas	22	20	beaktas ej	beaktas ej	240	20	10	20	Kobolt	25,0%	0,7%	0,8%	0,0%	0,0%	73,5%		
Koppar_Kd	31000	ej begr.	27000	beaktas ej	beaktas ej	2800	2400	data saknas	data saknas	2400	80	beaktas ej	beaktas ej	2400	80	30	80	Koppar_Kd	7,5%	0,2%	8,8%	0,0%	0,0%	83,4%		
Krom tot_Kd	94000	ej begr.	ej begr.	beaktas ej	beaktas ej	260000	65000	data saknas	data saknas	65000	80	beaktas ej	beaktas ej	1800	80	30	80	Krom tot_Kd	68,9%	1,9%	4,0%	0,0%	0,0%	25,2%		
Kvicksilver	5,8	210	2100	0,056	beaktas ej	0,76	0,052	data saknas	data saknas	0,052	5	beaktas ej	beaktas ej	2,4	0,052	0,1	0,10	Kvicksilver	0,9%	0,0%	0,0%	92,2%	0,0%	6,8%		
Nickel_Kd	750	27000	670	beaktas ej	beaktas ej	650	230	data saknas	data saknas	230	70	beaktas ej	beaktas ej	1200	70	25	70	Nickel_Kd	30,2%	0,8%	34,0%	0,0%	0,0%	35,0%		
Vanadin	560	21000	27000	beaktas ej	beaktas ej	3500	470	data saknas	data saknas	470	100	beaktas ej	beaktas ej	2000	100	40	100	Vanadin	82,8%	2,3%	1,7%	0,0%	0,0%	13,2%		
Zink_Kd	19000	680000	ej begr.	beaktas ej	beaktas ej	3400	2900	data saknas	data saknas	2900	250	beaktas ej	beaktas ej	40000	250	70	250	Zink_Kd	15,3%	0,4%	0,0%	0,0%	0,0%	84,3%		
Cyanid total	1300	1500	ej begr.	beaktas ej	beaktas ej	710	350	data saknas	1000	350	30	beaktas ej	beaktas ej	200	30	data saknas	30	Cyanid total	28,0%	23,0%	0,0%	0,0%	0,0%	49,0%		
PCB-7	0,05	0,13	56	0,2	beaktas ej	0,012	0,0086	3	data saknas	0,0086	0,1	10	beaktas ej	1,5	0,0086	data saknas	0,0080	PCB-7	17,2%	6,6%	0,0%	4,4%	0,0%	71,8%		
PAH-M	330	540	320	1,7	beaktas ej	34	1,6	data saknas	data saknas	1,6	10	250	beaktas ej	110	1,6	data saknas	1,5	PAH-M	0,5%	0,3%	0,5%	93,9%	0,0%	4,8%		
PAH-H	6,6	11	32	890	beaktas ej	1,7	1,1	300	data saknas	1,1	2,5	50	beaktas ej	150	1,1	data saknas	1,2	PAH-H	17,3%	10,7%	3,6%	0,1%	0,0%	68,3%		
Gråmarkerade celler indikerar att detta värde är styrande för riktvärdet. Eventuell gul/orange cell indikerar att riktvärdet justerats till bakgrundshalten.																										
Eget scenario:		Ytlig mark																								
Generellt scenario:		KM																								
Avvikelser mellan eget scenario och generellt scenario redovisas på kalkylblad "Uttagsrapport".																										
Eget scenario:		Ytlig mark																								
Generellt scenario:		KM																								
Avvikelser mellan eget scenario och jämförscenario redovisas på kalkylblad "Uttagsrapport".																										

Utagsrapport

Generellt scenario: **KM**
Eget scenario: **Mellan djup mark**

Naturvårdsverket, version 2.2

Beskrivning
Standardscenario för känslig markanvändning, enligt Naturvårdsverkets generella riktvärden för förorenad mark.

Beräknade riktvärden

Ämne	Riktvärde		Styrande för riktvärde	Kommentarer (obl = obligatorisk, frv = frivillig)
Arsenik	60	mg/kg	Intag av jord	
Barium_Kd	20 000	mg/kg	Intag av jord	
Bly_Kd	350	mg/kg	Intag av jord	
Kadmium_Kd	60	mg/kg	Skydd av ytvatten	
Kobolt	250	mg/kg	Skydd av ytvatten	
Koppar_Kd	2 500	mg/kg	Skydd av ytvatten	
Krom tot_Kd	1 800	mg/kg	Skydd av ytvatten	
Kvicksilver	0,10	mg/kg	Bakgrundshalt	
Nickel_Kd	1 200	mg/kg	Skydd av ytvatten	
Vanadin	2 000	mg/kg	Skydd av ytvatten	
Zink_Kd	40 000	mg/kg	Skydd av ytvatten	
Cyanid total	200	mg/kg	Skydd av ytvatten	
PAH-H	35	mg/kg	Hudkontakt jord/damm	

Avvikelser i scenarioparametrar	Eget scenario	Generellt scenario		Kommentarer till scenarioparametrar (frv)
	Mellan djup mark	KM		
Intag av dricksvatten	beaktas ej	beaktas		Kommentar saknas!
Intag av växter	beaktas ej	beaktas		Kommentar saknas!
Exp.tid barn - intag av jord	20	365	dag/år	Kommentar saknas!
Exp.tid vuxna - intag av jord	20	365	dag/år	Kommentar saknas!
Exp.tid barn - hudkontakt jord/damm	20	120	dag/år	Kommentar saknas!
Exp.tid vuxna - hudkontakt jord/damm	20	120	dag/år	Kommentar saknas!
Exp.tid barn - inandning av damm	20	365	dag/år	Kommentar saknas!
Exp.tid vuxna - inandning av damm	20	365	dag/år	Kommentar saknas!
Vattenhalt	0,11	0,32	dm³/dm³	Kommentar saknas!
Andel porluft	0,24	0,08	dm³/dm³	Kommentar saknas!
Markmiljö beaktas i sammanvägning	utförs ej	utförs		Kommentar saknas!
Skydd av grundvatten	utförs ej	utförs		Kommentar saknas!

Utagsrapport

Generellt scenario: KM

Eget scenario: Mellan djup mark

Beskrivning

Standardscenario för känslig markanvändning, enligt Naturvårdsverkets generella riktvärden för förorenad mark.

</

Naturvårdsverket, version 2.2																		Exponeringsvägarnas påverkan på hälsoriskbaserat riktvärde						
Ämne	Envägskoncentrationer (mg/kg)						Riktvärde för hälsa, långtidseff.	Justeringar (mg/kg)		Hälsorisk-baserat riktvärde	Skydd av markmiljö (mg/kg)	Spridning (mg/kg)			Riktvärde hälsa, miljö, spridning	Bakgrunds-halt (mg/kg)	Avrundat riktvärde (mg/kg)	Ämne	Påverkan på ojusterat hälsoriskbaserat riktvärde					
	Intag av jord	Hudkontakt jord/damm	Inandning damm	Inandning ånga	Intag av dricksvatten	Intag av växter		Korttids-exponering	Akut-toxicitet			Skydd mot fri fas	Skydd av grundvatten	Skydd av ytvatten					Intag av jord	Hudkontakt jord/damm	Inandning damm	Inandning ånga	Intag av dricksvatten	Intag av växter
Arsenik	87	200	6500	beaktas ej	beaktas ej	beaktas ej	60	data saknas	100	60	beaktas ej	beaktas ej	beaktas ej	360	60	10	60	Arsenik	69,1%	30,0%	0,9%	0,0%	0,0%	0,0%
Barium_Kd	23000	270000	490000	beaktas ej	beaktas ej	beaktas ej	20000	data saknas	data saknas	20000	beaktas ej	beaktas ej	beaktas ej	40000	20000	80	20 000	Barium_Kd	88,5%	7,4%	4,1%	0,0%	0,0%	0,0%
Bly_Kd	380	2700	97000	beaktas ej	beaktas ej	beaktas ej	330	1000	data saknas	330	beaktas ej	beaktas ej	beaktas ej	13000	330	20	350	Bly_Kd	87,5%	12,2%	0,3%	0,0%	0,0%	0,0%
Kadmium_Kd	160	20000	970	beaktas ej	beaktas ej	beaktas ej	140	250	data saknas	140	beaktas ej	beaktas ej	beaktas ej	64	64	0,2	60	Kadmium_Kd	85,0%	0,7%	14,3%	0,0%	0,0%	0,0%
Kobolt	1600	19000	49000	beaktas ej	beaktas ej	beaktas ej	1400	data saknas	data saknas	1400	beaktas ej	beaktas ej	beaktas ej	240	240	10	250	Kobolt	89,6%	7,5%	2,9%	0,0%	0,0%	0,0%
Koppar_Kd	570000	ej begr.	490000	beaktas ej	beaktas ej	beaktas ej	250000	data saknas	data saknas	250000	beaktas ej	beaktas ej	beaktas ej	2400	2400	30	2 500	Koppar_Kd	44,3%	3,7%	52,0%	0,0%	0,0%	0,0%
Krom tot_Kd	ej begr.	ej begr.	ej begr.	beaktas ej	beaktas ej	beaktas ej	ej begr.	data saknas	data saknas	ej begr.	beaktas ej	beaktas ej	beaktas ej	1800	1800	30	1 800	Krom tot_Kd	87,6%	7,3%	5,1%	0,0%	0,0%	0,0%
Kvicksilver	100	1300	39000	0,056	beaktas ej	beaktas ej	0,056	data saknas	data saknas	0,056	beaktas ej	beaktas ej	beaktas ej	2,4	0,056	0,1	0,10	Kvicksilver	0,1%	0,0%	0,0%	99,9%	0,0%	0,0%
Nickel_Kd	14000	160000	12000	beaktas ej	beaktas ej	beaktas ej	6200	data saknas	data saknas	6200	beaktas ej	beaktas ej	beaktas ej	1200	1200	25	1 200	Nickel_Kd	45,3%	3,8%	50,9%	0,0%	0,0%	0,0%
Vanadin	10000	120000	490000	beaktas ej	beaktas ej	beaktas ej	9300	data saknas	data saknas	9300	beaktas ej	beaktas ej	beaktas ej	2000	2000	40	2 000	Vanadin	90,5%	7,5%	1,9%	0,0%	0,0%	0,0%
Zink_Kd	340000	ej begr.	ej begr.	beaktas ej	beaktas ej	beaktas ej	320000	data saknas	data saknas	320000	beaktas ej	beaktas ej	beaktas ej	40000	40000	70	40 000	Zink_Kd	92,2%	7,7%	0,1%	0,0%	0,0%	0,0%
Cyanid total	23000	9100	ej begr.	beaktas ej	beaktas ej	beaktas ej	6500	data saknas	1000	1000	beaktas ej	beaktas ej	beaktas ej	200	200	data saknas	200	Cyanid total	28,6%	71,4%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
PCB-7	0,91	0,78	1000	0,2	beaktas ej	beaktas ej	0,13	3	data saknas	0,13	beaktas ej	beaktas ej	beaktas ej	1,5	0,13	data saknas	0,12	PCB-7	14,6%	17,1%	0,0%	68,3%	0,0%	0,0%
PAH-M	6100	3200	5800	1,7	beaktas ej	beaktas ej	1,7	data saknas	data saknas	1,7	beaktas ej	beaktas ej	beaktas ej	110	1,7	data saknas	1,8	PAH-M	0,0%	0,1%	0,0%	99,9%	0,0%	0,0%
PAH-H	120	64	580	890	beaktas ej	beaktas ej	37	300	data saknas	37	beaktas ej	beaktas ej	beaktas ej	150	37	data saknas	35	PAH-H	31,1%	58,3%	6,4%	4,2%	0,0%	0,0%

Gråmarkerade celler indikerar att detta värde är styrande för riktvärdet.
Eventuell gul/orange cell indikerar att riktvärdet justerats till bakgrundshalten.

Eget scenario:	Mellan djup mark	Eget scenario:	Mellan djup mark
Generellt scenario:	KM	Generellt scenario:	KM

Avvikelser mellan eget scenario och generellt scenario redovisas på kalkylblad "Uttagsrapport".

Avvikelser mellan eget scenario och jämförscenario redovisas på kalkylblad "Uttagsrapport".

Uttagsrapport

Generellt scenario: **KM**
Eget scenario: **Djup mark**

Naturvårdsverket, version 2.2

Beskrivning
Standardscenario för känslig markanvändning, enligt Naturvårdsverkets generella riktvärden för förorenad mark.

Beräknade riktvärden

Ämne	Riktvärde		Styrande för riktvärde	Kommentarer (obl = obligatorisk, frv = frivillig)
Arsenik	60	mg/kg	Intag av jord	
Barium_Kd	20 000	mg/kg	Intag av jord	
Bly_Kd	350	mg/kg	Intag av jord	
Kadmium_Kd	150	mg/kg	Intag av jord	
Kobolt	1 000	mg/kg	Skydd av ytvatten	
Koppar_Kd	10 000	mg/kg	Skydd av ytvatten	
Krom tot_Kd	7 000	mg/kg	Skydd av ytvatten	
Kvicksilver	0,40	mg/kg	Inandning av ånga	
Nickel_Kd	5 000	mg/kg	Skydd av ytvatten	
Vanadin	8 000	mg/kg	Skydd av ytvatten	
Zink_Kd	150 000	mg/kg	Skydd av ytvatten	
Cyanid total	800	mg/kg	Skydd av ytvatten	
PAH-H	35	mg/kg	Hudkontakt jord/damm	

Avvikelser i scenarioparametrar	Eget scenario	Generellt scenario		Kommentarer till scenarioparametrar (frv)
	Djup mark	KM		
Intag av dricksvatten	beaktas ej	beaktas		Kommentar saknas!
Intag av växter	beaktas ej	beaktas		Kommentar saknas!
Exp.tid barn - intag av jord	20	365	dag/år	Kommentar saknas!
Exp.tid vuxna - intag av jord	20	365	dag/år	Kommentar saknas!
Exp.tid barn - hudkontakt jord/damm	20	120	dag/år	Kommentar saknas!
Exp.tid vuxna - hudkontakt jord/damm	20	120	dag/år	Kommentar saknas!
Exp.tid barn - inandning av damm	20	365	dag/år	Kommentar saknas!
Exp.tid vuxna - inandning av damm	20	365	dag/år	Kommentar saknas!
Riktvärdet avser endast jord under gv-	SANT	FALSKT		Kommentar saknas!
Förorenings maktighet under gv-yan	1	0	m	Kommentar saknas!
Hydraulisk konduktivitet	0,000001	0,00001	m/s	Kommentar saknas!
Hydraulisk gradient	0,04	0,03	m/m	Kommentar saknas!

Uttagsrapport		Generellt scenario: KM		Naturvårdsverket, version 2.2			
		Eget scenario: Djup mark					
		Beskrivning Standardscenario för känslig markanvändning, enligt Naturvårdsverkets generella riktvärden för förorenad mark.					
Markmiljö beaktas i sammanvägning	utförs ej	utförs	Kommentar saknas!				
Skydd av grundvatten	utförs ej	utförs	Kommentar saknas!				

Naturvårdsverket, version 2.2																		Exponeringsvägarnas påverkan på hälsoriskbaserat riktvärde							
Ämne	Envägskoncentrationer (mg/kg)						Riktvärde för hälsa, långtidseff.	Justeringar (mg/kg)		Hälsorisk-baserat riktvärde	Skydd av markmiljö (mg/kg)	Spridning (mg/kg)			Riktvärde hälsa, miljö, spridning	Bakgrunds-halt (mg/kg)	Avrundat riktvärde (mg/kg)	Ämne	Påverkan på ojusterat hälsoriskbaserat riktvärde						
	Intag av jord	Hudkontakt jord/damm	Inandning damm	Inandning ånga	Intag av dricksvatten	Intag av växter		Korttids-exponering	Akut-toxicitet			Skydd mot fri fas	Skydd av grundvatten	Skydd av ytvatten					Intag av jord	Hudkontakt jord/damm	Inandning damm	Inandning ånga	Intag av dricksvatten	Intag av växter	
Arsenik	87	200	6500	beaktas ej	beaktas ej	beaktas ej	60	data saknas	100	60	beaktas ej	beaktas ej	beaktas ej	1400	60	10	60	Arsenik	69,1%	30,0%	0,9%	0,0%	0,0%	0,0%	
Barium_Kd	23000	270000	490000	beaktas ej	beaktas ej	beaktas ej	20000	data saknas	data saknas	20000	beaktas ej	beaktas ej	beaktas ej	160000	20000	80	20 000	Barium_Kd	88,5%	7,4%	4,1%	0,0%	0,0%	0,0%	
Bly_Kd	380	2700	97000	beaktas ej	beaktas ej	beaktas ej	330	1000	data saknas	330	beaktas ej	beaktas ej	beaktas ej	52000	330	20	350	Bly_Kd	87,5%	12,2%	0,3%	0,0%	0,0%	0,0%	
Kadmium_Kd	160	20000	970	beaktas ej	beaktas ej	beaktas ej	140	250	data saknas	140	beaktas ej	beaktas ej	beaktas ej	250	140	0,2	150	Kadmium_Kd	85,0%	0,7%	14,3%	0,0%	0,0%	0,0%	
Kobolt	1600	19000	49000	beaktas ej	beaktas ej	beaktas ej	1400	data saknas	data saknas	1400	beaktas ej	beaktas ej	beaktas ej	950	950	10	1 000	Kobolt	89,6%	7,5%	2,9%	0,0%	0,0%	0,0%	
Koppar_Kd	570000	ej begr.	490000	beaktas ej	beaktas ej	beaktas ej	250000	data saknas	data saknas	250000	beaktas ej	beaktas ej	beaktas ej	9500	9500	30	10 000	Koppar_Kd	44,3%	3,7%	52,0%	0,0%	0,0%	0,0%	
Krom tot_Kd	ej begr.	ej begr.	ej begr.	beaktas ej	beaktas ej	beaktas ej	ej begr.	data saknas	data saknas	ej begr.	beaktas ej	beaktas ej	beaktas ej	7100	7100	30	7 000	Krom tot_Kd	87,6%	7,3%	5,1%	0,0%	0,0%	0,0%	
Kvicksilver	100	1300	39000	0,45	beaktas ej	beaktas ej	0,45	data saknas	data saknas	0,45	beaktas ej	beaktas ej	beaktas ej	9,5	0,45	0,1	0,40	Kvicksilver	0,4%	0,0%	0,0%	99,5%	0,0%	0,0%	
Nickel_Kd	14000	160000	12000	beaktas ej	beaktas ej	beaktas ej	6200	data saknas	data saknas	6200	beaktas ej	beaktas ej	beaktas ej	4800	4800	25	5 000	Nickel_Kd	45,3%	3,8%	50,9%	0,0%	0,0%	0,0%	
Vanadin	10000	120000	490000	beaktas ej	beaktas ej	beaktas ej	9300	data saknas	data saknas	9300	beaktas ej	beaktas ej	beaktas ej	7900	7900	40	8 000	Vanadin	90,5%	7,5%	1,9%	0,0%	0,0%	0,0%	
Zink_Kd	340000	ej begr.	ej begr.	beaktas ej	beaktas ej	beaktas ej	320000	data saknas	data saknas	320000	beaktas ej	beaktas ej	beaktas ej	160000	160000	70	150 000	Zink_Kd	92,2%	7,7%	0,1%	0,0%	0,0%	0,0%	
Cyanid total	23000	9100	ej begr.	beaktas ej	beaktas ej	beaktas ej	6500	data saknas	1000	1000	beaktas ej	beaktas ej	beaktas ej	790	790	data saknas	800	Cyanid total	28,6%	71,4%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	
PCB-7	0,91	0,78	1000	1,1	beaktas ej	beaktas ej	0,31	3	data saknas	0,31	beaktas ej	beaktas ej	beaktas ej	6	0,31	data saknas	0,30	PCB-7	33,7%	39,3%	0,0%	27,1%	0,0%	0,0%	
PAH-M	6100	3200	5800	3,9	beaktas ej	beaktas ej	3,9	data saknas	data saknas	3,9	beaktas ej	beaktas ej	beaktas ej	450	3,9	data saknas	4,0	PAH-M	0,1%	0,1%	0,1%	99,8%	0,0%	0,0%	
PAH-H	120	64	580	820	beaktas ej	beaktas ej	37	300	data saknas	37	beaktas ej	beaktas ej	beaktas ej	580	37	data saknas	35	PAH-H	31,0%	58,2%	6,4%	4,5%	0,0%	0,0%	
Gråmarkerade celler indikerar att detta värde är styrande för riktvärdet. Eventuell gul/orange cell indikerar att riktvärdet justerats till bakgrundshalten.																									
Eget scenario:	Djup mark																	Eget scenario:	Djup mark						
Generellt scenario:	KM																	Generellt scenario:	KM						
Avvikelser mellan eget scenario och generellt scenario redovisas på kalkylblad "Uttagsrapport".																		Avvikelser mellan eget scenario och jämförscenario redovisas på kalkylblad "Uttagsrapport".							

Bilaga 3

Beräkning av representativa halter enligt UCLM95

1	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L
2	UCL Statistics for Uncensored Full Data Sets											
3	User Selected Options											
4	Date/Time of Computation			ProUCL 5.12025-02-19 13:31:45								
5	From File			WorkSheet.xls								
6	Full Precision			OFF								
7	Confidence Coefficient			95%								
8	Number of Bootstrap Operations			2000								
9												
10												
11	Arsenik											
12												
13	General Statistics											
14	Total Number of Observations				10,00		Number of Distinct Observations				8,000	
15							Number of Missing Observations				0	
16	Minimum				1,100		Mean				3,150	
17	Maximum				7,500		Median				1,900	
18	SD				2,341		Std. Error of Mean				0,740	
19	Coefficient of Variation				0,743		Skewness				1,051	
20												
21	Normal GOF Test											
22	Shapiro Wilk Test Statistic				0,823		Shapiro Wilk GOF Test					
23	5% Shapiro Wilk Critical Value				0,842		Data Not Normal at 5% Significance Level					
24	Lilliefors Test Statistic				0,288		Lilliefors GOF Test					
25	5% Lilliefors Critical Value				0,262		Data Not Normal at 5% Significance Level					
26	Data Not Normal at 5% Significance Level											
27												
28	Assuming Normal Distribution											
29	95% Normal UCL						95% UCLs (Adjusted for Skewness)					
30	95% Student's-t UCL				4,507		95% Adjusted-CLT UCL (Chen-1995)				4,631	
31							95% Modified-t UCL (Johnson-1978)				4,548	
32												
33	Gamma GOF Test											
34	A-D Test Statistic				0,576		Anderson-Darling Gamma GOF Test					
35	5% A-D Critical Value				0,735		Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level					
36	K-S Test Statistic				0,259		Kolmogorov-Smirnov Gamma GOF Test					
37	5% K-S Critical Value				0,269		Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level					
38	Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level											
39												
40	Gamma Statistics											
41	k hat (MLE)				2,290		k star (bias corrected MLE)				1,670	
42	Theta hat (MLE)				1,375		Theta star (bias corrected MLE)				1,886	
43	nu hat (MLE)				45,80		nu star (bias corrected)				33,40	
44	MLE Mean (bias corrected)				3,150		MLE Sd (bias corrected)				2,438	
45							Approximate Chi Square Value (0,0500)				21,18	
46	Adjusted Level of Significance				0,0267		Adjusted Chi Square Value				19,51	
47												
48	Assuming Gamma Distribution											
49	95% Approximate Gamma UCL (use when n>=50)				4,966		95% Adjusted Gamma UCL (use when n<50)				5,393	
50												
51	Lognormal GOF Test											
52	Shapiro Wilk Test Statistic				0,900		Shapiro Wilk Lognormal GOF Test					
53	5% Shapiro Wilk Critical Value				0,842		Data appear Lognormal at 5% Significance Level					
54	Lilliefors Test Statistic				0,222		Lilliefors Lognormal GOF Test					
55	5% Lilliefors Critical Value				0,262		Data appear Lognormal at 5% Significance Level					

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L
56	Data appear Lognormal at 5% Significance Level											
57												
58	Lognormal Statistics											
59	Minimum of Logged Data				0,0953		Mean of logged Data				0,913	
60	Maximum of Logged Data				2,015		SD of logged Data				0,709	
61												
62	Assuming Lognormal Distribution											
63	95% H-UCL				5,853		90% Chebyshev (MVUE) UCL				5,271	
64	95% Chebyshev (MVUE) UCL				6,249		97,5% Chebyshev (MVUE) UCL				7,607	
65	99% Chebyshev (MVUE) UCL				10,27							
66												
67	Nonparametric Distribution Free UCL Statistics											
68	Data appear to follow a Discernible Distribution at 5% Significance Level											
69												
70	Nonparametric Distribution Free UCLs											
71	95% CLT UCL				4,368		95% Jackknife UCL				4,507	
72	95% Standard Bootstrap UCL				4,359		95% Bootstrap-t UCL				5,258	
73	95% Hall's Bootstrap UCL				4,511		95% Percentile Bootstrap UCL				4,350	
74	95% BCA Bootstrap UCL				4,460							
75	90% Chebyshev(Mean, Sd) UCL				5,371		95% Chebyshev(Mean, Sd) UCL				6,377	
76	97,5% Chebyshev(Mean, Sd) UCL				7,773		99% Chebyshev(Mean, Sd) UCL				10,52	
77												
78	Suggested UCL to Use											
79	95% Adjusted Gamma UCL				5,393							
80												
81	Note: Suggestions regarding the selection of a 95% UCL are provided to help the user to select the most appropriate 95% UCL.											
82	Recommendations are based upon data size, data distribution, and skewness.											
83	These recommendations are based upon the results of the simulation studies summarized in Singh, Maichle, and Lee (2006).											
84	However, simulations results will not cover all Real World data sets; for additional insight the user may want to consult a statistician.											
85												
86												
87	Barium											
88												
89	General Statistics											
90	Total Number of Observations				8,000		Number of Distinct Observations				7,000	
91							Number of Missing Observations				2,000	
92	Minimum				26,00		Mean				191,0	
93	Maximum				840,0		Median				102,0	
94	SD				274,2		Std. Error of Mean				96,95	
95	Coefficient of Variation				1,436		Skewness				2,369	
96												
97	Note: Sample size is small (e.g., <10), if data are collected using ISM approach, you should use											
98	guidance provided in ITRC Tech Reg Guide on ISM (ITRC, 2012) to compute statistics of interest.											
99	For example, you may want to use Chebyshev UCL to estimate EPC (ITRC, 2012).											
100	Chebyshev UCL can be computed using the Nonparametric and All UCL Options of ProUCL 5.1											
101												
102	Normal GOF Test											
103	Shapiro Wilk Test Statistic				0,652		Shapiro Wilk GOF Test					
104	5% Shapiro Wilk Critical Value				0,818		Data Not Normal at 5% Significance Level					
105	Lilliefors Test Statistic				0,347		Lilliefors GOF Test					
106	5% Lilliefors Critical Value				0,283		Data Not Normal at 5% Significance Level					
107	Data Not Normal at 5% Significance Level											
108												
109	Assuming Normal Distribution											
110	95% Normal UCL						95% UCLs (Adjusted for Skewness)					

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L
111	95% Student's-t UCL					374,7	95% Adjusted-CLT UCL (Chen-1995)					437,2
112							95% Modified-t UCL (Johnson-1978)					388,2
113												
114	Gamma GOF Test											
115	A-D Test Statistic					0,682	Anderson-Darling Gamma GOF Test					
116	5% A-D Critical Value					0,744	Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level					
117	K-S Test Statistic					0,284	Kolmogorov-Smirnov Gamma GOF Test					
118	5% K-S Critical Value					0,304	Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level					
119	Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level											
120												
121	Gamma Statistics											
122	k hat (MLE)					0,787	k star (bias corrected MLE)					0,575
123	Theta hat (MLE)					242,7	Theta star (bias corrected MLE)					332,1
124	nu hat (MLE)					12,59	nu star (bias corrected)					9,203
125	MLE Mean (bias corrected)					191,0	MLE Sd (bias corrected)					251,8
126							Approximate Chi Square Value (0,0500)					3,450
127	Adjusted Level of Significance					0,0195	Adjusted Chi Square Value					2,620
128												
129	Assuming Gamma Distribution											
130	95% Approximate Gamma UCL (use when n>=50)					509,5	95% Adjusted Gamma UCL (use when n<50)					670,8
131												
132	Lognormal GOF Test											
133	Shapiro Wilk Test Statistic					0,851	Shapiro Wilk Lognormal GOF Test					
134	5% Shapiro Wilk Critical Value					0,818	Data appear Lognormal at 5% Significance Level					
135	Lilliefors Test Statistic					0,273	Lilliefors Lognormal GOF Test					
136	5% Lilliefors Critical Value					0,283	Data appear Lognormal at 5% Significance Level					
137	Data appear Lognormal at 5% Significance Level											
138												
139	Lognormal Statistics											
140	Minimum of Logged Data					3,258	Mean of logged Data					4,496
141	Maximum of Logged Data					6,733	SD of logged Data					1,297
142												
143	Assuming Lognormal Distribution											
144	95% H-UCL					1622	90% Chebyshev (MVUE) UCL					426,4
145	95% Chebyshev (MVUE) UCL					539,0	97,5% Chebyshev (MVUE) UCL					695,3
146	99% Chebyshev (MVUE) UCL					1002						
147												
148	Nonparametric Distribution Free UCL Statistics											
149	Data appear to follow a Discernible Distribution at 5% Significance Level											
150												
151	Nonparametric Distribution Free UCLs											
152	95% CLT UCL					350,5	95% Jackknife UCL					374,7
153	95% Standard Bootstrap UCL					338,0	95% Bootstrap-t UCL					638,6
154	95% Hall's Bootstrap UCL					933,1	95% Percentile Bootstrap UCL					369,3
155	95% BCA Bootstrap UCL					438,8						
156	90% Chebyshev(Mean, Sd) UCL					481,9	95% Chebyshev(Mean, Sd) UCL					613,6
157	97,5% Chebyshev(Mean, Sd) UCL					796,5	99% Chebyshev(Mean, Sd) UCL					1156
158												
159	Suggested UCL to Use											
160	95% Adjusted Gamma UCL					670,8						
161												
162	Note: Suggestions regarding the selection of a 95% UCL are provided to help the user to select the most appropriate 95% UCL.											
163	Recommendations are based upon data size, data distribution, and skewness.											
164	These recommendations are based upon the results of the simulation studies summarized in Singh, Maichle, and Lee (2006).											
165	However, simulations results will not cover all Real World data sets; for additional insight the user may want to consult a statistician.											

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L
166												
167												
168	Bly											
169												
170		General Statistics										
171	Total Number of Observations					10,00	Number of Distinct Observations					10,00
172							Number of Missing Observations					0
173	Minimum					11,00	Mean					47,90
174	Maximum					230,0	Median					23,50
175	SD					65,83	Std. Error of Mean					20,82
176	Coefficient of Variation					1,374	Skewness					2,855
177												
178	Normal GOF Test											
179	Shapiro Wilk Test Statistic					0,571	Shapiro Wilk GOF Test					
180	5% Shapiro Wilk Critical Value					0,842	Data Not Normal at 5% Significance Level					
181	Lilliefors Test Statistic					0,339	Lilliefors GOF Test					
182	5% Lilliefors Critical Value					0,262	Data Not Normal at 5% Significance Level					
183	Data Not Normal at 5% Significance Level											
184												
185	Assuming Normal Distribution											
186	95% Normal UCL					95% UCLs (Adjusted for Skewness)						
187	95% Student's-t UCL					86,06	95% Adjusted-CLT UCL (Chen-1995)					102,2
188							95% Modified-t UCL (Johnson-1978)					89,19
189												
190	Gamma GOF Test											
191	A-D Test Statistic					0,873	Anderson-Darling Gamma GOF Test					
192	5% A-D Critical Value					0,745	Data Not Gamma Distributed at 5% Significance Level					
193	K-S Test Statistic					0,228	Kolmogorov-Smirnov Gamma GOF Test					
194	5% K-S Critical Value					0,273	Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level					
195	Detected data follow Appr. Gamma Distribution at 5% Significance Level											
196												
197	Gamma Statistics											
198	k hat (MLE)					1,207	k star (bias corrected MLE)					0,912
199	Theta hat (MLE)					39,68	Theta star (bias corrected MLE)					52,54
200	nu hat (MLE)					24,14	nu star (bias corrected)					18,23
201	MLE Mean (bias corrected)					47,90	MLE Sd (bias corrected)					50,17
202							Approximate Chi Square Value (0,0500)					9,561
203	Adjusted Level of Significance					0,0267	Adjusted Chi Square Value					8,490
204												
205	Assuming Gamma Distribution											
206	95% Approximate Gamma UCL (use when n>=50)					91,36	95% Adjusted Gamma UCL (use when n<50)					102,9
207												
208	Lognormal GOF Test											
209	Shapiro Wilk Test Statistic					0,895	Shapiro Wilk Lognormal GOF Test					
210	5% Shapiro Wilk Critical Value					0,842	Data appear Lognormal at 5% Significance Level					
211	Lilliefors Test Statistic					0,181	Lilliefors Lognormal GOF Test					
212	5% Lilliefors Critical Value					0,262	Data appear Lognormal at 5% Significance Level					
213	Data appear Lognormal at 5% Significance Level											
214												
215	Lognormal Statistics											
216	Minimum of Logged Data					2,398	Mean of logged Data					3,401
217	Maximum of Logged Data					5,438	SD of logged Data					0,893
218												
219	Assuming Lognormal Distribution											
220	95% H-UCL					105,5	90% Chebyshev (MVUE) UCL					79,99

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L
221	95% Chebyshev (MVUE) UCL				96,99	97,5% Chebyshev (MVUE) UCL						120,6
222	99% Chebyshev (MVUE) UCL				166,9							
223												
224	Nonparametric Distribution Free UCL Statistics											
225	Data appear to follow a Discernible Distribution at 5% Significance Level											
226												
227	Nonparametric Distribution Free UCLs											
228	95% CLT UCL				82,14	95% Jackknife UCL						86,06
229	95% Standard Bootstrap UCL				80,45	95% Bootstrap-t UCL						188,1
230	95% Hall's Bootstrap UCL				198,7	95% Percentile Bootstrap UCL						86,50
231	95% BCA Bootstrap UCL				96,80							
232	90% Chebyshev(Mean, Sd) UCL				110,3	95% Chebyshev(Mean, Sd) UCL						138,6
233	97,5% Chebyshev(Mean, Sd) UCL				177,9	99% Chebyshev(Mean, Sd) UCL						255,0
234												
235	Suggested UCL to Use											
236	95% Adjusted Gamma UCL				102,9							
237												
238	When a data set follows an approximate (e.g., normal) distribution passing one of the GOF test											
239	When applicable, it is suggested to use a UCL based upon a distribution (e.g., gamma) passing both GOF tests in ProUCL											
240												
241	Note: Suggestions regarding the selection of a 95% UCL are provided to help the user to select the most appropriate 95% UCL.											
242	Recommendations are based upon data size, data distribution, and skewness.											
243	These recommendations are based upon the results of the simulation studies summarized in Singh, Maichle, and Lee (2006).											
244	However, simulations results will not cover all Real World data sets; for additional insight the user may want to consult a statistician.											
245												
246												
247	Kadmium											
248												
249	General Statistics											
250	Total Number of Observations				10,00	Number of Distinct Observations						9,000
251						Number of Missing Observations						0
252	Minimum				0,0850	Mean						14,39
253	Maximum				130,0	Median						1,025
254	SD				40,69	Std. Error of Mean						12,87
255	Coefficient of Variation				2,828	Skewness						3,143
256												
257	Normal GOF Test											
258	Shapiro Wilk Test Statistic				0,402	Shapiro Wilk GOF Test						
259	5% Shapiro Wilk Critical Value				0,842	Data Not Normal at 5% Significance Level						
260	Lilliefors Test Statistic				0,462	Lilliefors GOF Test						
261	5% Lilliefors Critical Value				0,262	Data Not Normal at 5% Significance Level						
262	Data Not Normal at 5% Significance Level											
263												
264	Assuming Normal Distribution											
265	95% Normal UCL					95% UCLs (Adjusted for Skewness)						
266	95% Student's-t UCL				37,97	95% Adjusted-CLT UCL (Chen-1995)						49,22
267						95% Modified-t UCL (Johnson-1978)						40,10
268												
269	Gamma GOF Test											
270	A-D Test Statistic				1,529	Anderson-Darling Gamma GOF Test						
271	5% A-D Critical Value				0,822	Data Not Gamma Distributed at 5% Significance Level						
272	K-S Test Statistic				0,406	Kolmogorov-Smirnov Gamma GOF Test						
273	5% K-S Critical Value				0,289	Data Not Gamma Distributed at 5% Significance Level						
274	Data Not Gamma Distributed at 5% Significance Level											
275												

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L
276	Gamma Statistics											
277	k hat (MLE)					0,280	k star (bias corrected MLE)					0,263
278	Theta hat (MLE)					51,37	Theta star (bias corrected MLE)					54,76
279	nu hat (MLE)					5,600	nu star (bias corrected)					5,254
280	MLE Mean (bias corrected)					14,39	MLE Sd (bias corrected)					28,07
281	Adjusted Level of Significance						0,0267	Approximate Chi Square Value (0,0500)				1,271
282							Adjusted Chi Square Value				0,966	
283												
284	Assuming Gamma Distribution											
285	95% Approximate Gamma UCL (use when n>=50))					59,46	95% Adjusted Gamma UCL (use when n<50)					78,27
286												
287	Lognormal GOF Test											
288	Shapiro Wilk Test Statistic					0,892	Shapiro Wilk Lognormal GOF Test					
289	5% Shapiro Wilk Critical Value					0,842	Data appear Lognormal at 5% Significance Level					
290	Lilliefors Test Statistic					0,283	Lilliefors Lognormal GOF Test					
291	5% Lilliefors Critical Value					0,262	Data Not Lognormal at 5% Significance Level					
292	Data appear Approximate Lognormal at 5% Significance Level											
293												
294	Lognormal Statistics											
295	Minimum of Logged Data					-2,465	Mean of logged Data					0,176
296	Maximum of Logged Data					4,868	SD of logged Data					2,062
297												
298	Assuming Lognormal Distribution											
299	95% H-UCL					451,3	90% Chebyshev (MVUE) UCL					18,97
300	95% Chebyshev (MVUE) UCL					24,69	97,5% Chebyshev (MVUE) UCL					32,64
301	99% Chebyshev (MVUE) UCL					48,25						
302												
303	Nonparametric Distribution Free UCL Statistics											
304	Data appear to follow a Discernible Distribution at 5% Significance Level											
305												
306	Nonparametric Distribution Free UCLs											
307	95% CLT UCL					35,55	95% Jackknife UCL					37,97
308	95% Standard Bootstrap UCL					34,08	95% Bootstrap-t UCL					1229
309	95% Hall's Bootstrap UCL					364,7	95% Percentile Bootstrap UCL					39,45
310	95% BCA Bootstrap UCL					53,17						
311	90% Chebyshev(Mean, Sd) UCL					52,99	95% Chebyshev(Mean, Sd) UCL					70,47
312	97,5% Chebyshev(Mean, Sd) UCL					94,74	99% Chebyshev(Mean, Sd) UCL					142,4
313												
314	Suggested UCL to Use											
315	99% Chebyshev (Mean, Sd) UCL					142,4						
316												
317	Recommended UCL exceeds the maximum observation											
318												
319	Note: Suggestions regarding the selection of a 95% UCL are provided to help the user to select the most appropriate 95% UCL.											
320	Recommendations are based upon data size, data distribution, and skewness.											
321	These recommendations are based upon the results of the simulation studies summarized in Singh, Maichle, and Lee (2006).											
322	However, simulations results will not cover all Real World data sets; for additional insight the user may want to consult a statistician.											
323												
324												
325	Kobalt											
326												
327	General Statistics											
328	Total Number of Observations					10,00	Number of Distinct Observations					10,00
329							Number of Missing Observations					0
330	Minimum					3,200	Mean					7,090

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L
331	Maximum					16,00	Median					4,900
332	SD					4,275	Std. Error of Mean					1,352
333	Coefficient of Variation					0,603	Skewness					1,383
334												
335	Normal GOF Test											
336	Shapiro Wilk Test Statistic					0,808	Shapiro Wilk GOF Test					
337	5% Shapiro Wilk Critical Value					0,842	Data Not Normal at 5% Significance Level					
338	Lilliefors Test Statistic					0,288	Lilliefors GOF Test					
339	5% Lilliefors Critical Value					0,262	Data Not Normal at 5% Significance Level					
340	Data Not Normal at 5% Significance Level											
341												
342	Assuming Normal Distribution											
343	95% Normal UCL						95% UCLs (Adjusted for Skewness)					
344	95% Student's-t UCL					9,568	95% Adjusted-CLT UCL (Chen-1995)					9,946
345							95% Modified-t UCL (Johnson-1978)					9,667
346												
347	Gamma GOF Test											
348	A-D Test Statistic					0,650	Anderson-Darling Gamma GOF Test					
349	5% A-D Critical Value					0,730	Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level					
350	K-S Test Statistic					0,280	Kolmogorov-Smirnov Gamma GOF Test					
351	5% K-S Critical Value					0,268	Data Not Gamma Distributed at 5% Significance Level					
352	Detected data follow Appr. Gamma Distribution at 5% Significance Level											
353												
354	Gamma Statistics											
355	k hat (MLE)					3,807	k star (bias corrected MLE)					2,731
356	Theta hat (MLE)					1,862	Theta star (bias corrected MLE)					2,596
357	nu hat (MLE)					76,14	nu star (bias corrected)					54,63
358	MLE Mean (bias corrected)					7,090	MLE Sd (bias corrected)					4,290
359							Approximate Chi Square Value (0,0500)					38,65
360	Adjusted Level of Significance					0,0267	Adjusted Chi Square Value					36,32
361												
362	Assuming Gamma Distribution											
363	95% Approximate Gamma UCL (use when n>=50)					10,02	95% Adjusted Gamma UCL (use when n<50)					10,66
364												
365	Lognormal GOF Test											
366	Shapiro Wilk Test Statistic					0,904	Shapiro Wilk Lognormal GOF Test					
367	5% Shapiro Wilk Critical Value					0,842	Data appear Lognormal at 5% Significance Level					
368	Lilliefors Test Statistic					0,256	Lilliefors Lognormal GOF Test					
369	5% Lilliefors Critical Value					0,262	Data appear Lognormal at 5% Significance Level					
370	Data appear Lognormal at 5% Significance Level											
371												
372	Lognormal Statistics											
373	Minimum of Logged Data					1,163	Mean of logged Data					1,822
374	Maximum of Logged Data					2,773	SD of logged Data					0,529
375												
376	Assuming Lognormal Distribution											
377	95% H-UCL					10,59	90% Chebyshev (MVUE) UCL					10,58
378	95% Chebyshev (MVUE) UCL					12,20	97,5% Chebyshev (MVUE) UCL					14,46
379	99% Chebyshev (MVUE) UCL					18,88						
380												
381	Nonparametric Distribution Free UCL Statistics											
382	Data appear to follow a Discernible Distribution at 5% Significance Level											
383												
384	Nonparametric Distribution Free UCLs											
385	95% CLT UCL					9,314	95% Jackknife UCL					9,568

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L
386	95% Standard Bootstrap UCL					9,209	95% Bootstrap-t UCL					12,33
387	95% Hall's Bootstrap UCL					11,23	95% Percentile Bootstrap UCL					9,380
388	95% BCA Bootstrap UCL					9,900						
389	90% Chebyshev(Mean, Sd) UCL					11,15	95% Chebyshev(Mean, Sd) UCL					12,98
390	97,5% Chebyshev(Mean, Sd) UCL					15,53	99% Chebyshev(Mean, Sd) UCL					20,54
391												
392	Suggested UCL to Use											
393	95% Adjusted Gamma UCL					10,66						
394												
395	When a data set follows an approximate (e.g., normal) distribution passing one of the GOF test											
396	When applicable, it is suggested to use a UCL based upon a distribution (e.g., gamma) passing both GOF tests in ProUCL											
397												
398	Note: Suggestions regarding the selection of a 95% UCL are provided to help the user to select the most appropriate 95% UCL.											
399	Recommendations are based upon data size, data distribution, and skewness.											
400	These recommendations are based upon the results of the simulation studies summarized in Singh, Maichle, and Lee (2006).											
401	However, simulations results will not cover all Real World data sets; for additional insight the user may want to consult a statistician.											
402												
403												
404	Koppar											
405												
406	General Statistics											
407	Total Number of Observations					10,00	Number of Distinct Observations					9,000
408							Number of Missing Observations					0
409	Minimum					5,700	Mean					186,1
410	Maximum					1300	Median					34,50
411	SD					403,0	Std. Error of Mean					127,5
412	Coefficient of Variation					2,166	Skewness					2,870
413												
414	Normal GOF Test											
415	Shapiro Wilk Test Statistic					0,506	Shapiro Wilk GOF Test					
416	5% Shapiro Wilk Critical Value					0,842	Data Not Normal at 5% Significance Level					
417	Lilliefors Test Statistic					0,415	Lilliefors GOF Test					
418	5% Lilliefors Critical Value					0,262	Data Not Normal at 5% Significance Level					
419	Data Not Normal at 5% Significance Level											
420												
421	Assuming Normal Distribution											
422	95% Normal UCL					95% UCLs (Adjusted for Skewness)						
423	95% Student's-t UCL					419,7	95% Adjusted-CLT UCL (Chen-1995)					519,3
424							95% Modified-t UCL (Johnson-1978)					439,0
425												
426	Gamma GOF Test											
427	A-D Test Statistic					1,176	Anderson-Darling Gamma GOF Test					
428	5% A-D Critical Value					0,785	Data Not Gamma Distributed at 5% Significance Level					
429	K-S Test Statistic					0,340	Kolmogorov-Smirnov Gamma GOF Test					
430	5% K-S Critical Value					0,282	Data Not Gamma Distributed at 5% Significance Level					
431	Data Not Gamma Distributed at 5% Significance Level											
432												
433	Gamma Statistics											
434	k hat (MLE)					0,454	k star (bias corrected MLE)					0,384
435	Theta hat (MLE)					410,2	Theta star (bias corrected MLE)					484,3
436	nu hat (MLE)					9,073	nu star (bias corrected)					7,684
437	MLE Mean (bias corrected)					186,1	MLE Sd (bias corrected)					300,2
438							Approximate Chi Square Value (0,0500)					2,554
439	Adjusted Level of Significance					0,0267	Adjusted Chi Square Value					2,070
440												

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L
441	Assuming Gamma Distribution											
442	95% Approximate Gamma UCL (use when n>=50))					559,9	95% Adjusted Gamma UCL (use when n<50)					690,9
443												
444	Lognormal GOF Test											
445	Shapiro Wilk Test Statistic					0,900	Shapiro Wilk Lognormal GOF Test					
446	5% Shapiro Wilk Critical Value					0,842	Data appear Lognormal at 5% Significance Level					
447	Lilliefors Test Statistic					0,262	Lilliefors Lognormal GOF Test					
448	5% Lilliefors Critical Value					0,262	Data Not Lognormal at 5% Significance Level					
449	Data appear Approximate Lognormal at 5% Significance Level											
450												
451	Lognormal Statistics											
452	Minimum of Logged Data					1,740	Mean of logged Data					3,804
453	Maximum of Logged Data					7,170	SD of logged Data					1,602
454												
455	Assuming Lognormal Distribution											
456	95% H-UCL					1741	90% Chebyshev (MVUE) UCL					335,8
457	95% Chebyshev (MVUE) UCL					429,4	97,5% Chebyshev (MVUE) UCL					559,3
458	99% Chebyshev (MVUE) UCL					814,5						
459												
460	Nonparametric Distribution Free UCL Statistics											
461	Data appear to follow a Discernible Distribution at 5% Significance Level											
462												
463	Nonparametric Distribution Free UCLs											
464	95% CLT UCL					395,7	95% Jackknife UCL					419,7
465	95% Standard Bootstrap UCL					389,0	95% Bootstrap-t UCL					3704
466	95% Hall's Bootstrap UCL					1976	95% Percentile Bootstrap UCL					410,8
467	95% BCA Bootstrap UCL					560,3						
468	90% Chebyshev(Mean, Sd) UCL					568,4	95% Chebyshev(Mean, Sd) UCL					741,6
469	97,5% Chebyshev(Mean, Sd) UCL					982,0	99% Chebyshev(Mean, Sd) UCL					1454
470												
471	Suggested UCL to Use											
472	99% Chebyshev (Mean, Sd) UCL					1454						
473												
474	Recommended UCL exceeds the maximum observation											
475												
476	Note: Suggestions regarding the selection of a 95% UCL are provided to help the user to select the most appropriate 95% UCL.											
477	Recommendations are based upon data size, data distribution, and skewness.											
478	These recommendations are based upon the results of the simulation studies summarized in Singh, Maichle, and Lee (2006).											
479	However, simulations results will not cover all Real World data sets; for additional insight the user may want to consult a statistician.											
480												
481												
482	Krom total											
483												
484	General Statistics											
485	Total Number of Observations					10,00	Number of Distinct Observations					10,00
486							Number of Missing Observations					0
487	Minimum					8,100	Mean					35,11
488	Maximum					180,0	Median					13,00
489	SD					52,83	Std. Error of Mean					16,71
490	Coefficient of Variation					1,505	Skewness					2,773
491												
492	Normal GOF Test											
493	Shapiro Wilk Test Statistic					0,574	Shapiro Wilk GOF Test					
494	5% Shapiro Wilk Critical Value					0,842	Data Not Normal at 5% Significance Level					
495	Lilliefors Test Statistic					0,311	Lilliefors GOF Test					

A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L
496	5% Lilliefors Critical Value				0,262	Data Not Normal at 5% Significance Level					
497	Data Not Normal at 5% Significance Level										
498											
499	Assuming Normal Distribution										
500	95% Normal UCL				95% UCLs (Adjusted for Skewness)						
501	95% Student's-t UCL				65,74	95% Adjusted-CLT UCL (Chen-1995)				78,25	
502						95% Modified-t UCL (Johnson-1978)				68,18	
503											
504	Gamma GOF Test										
505	A-D Test Statistic				1,009	Anderson-Darling Gamma GOF Test					
506	5% A-D Critical Value				0,749	Data Not Gamma Distributed at 5% Significance Level					
507	K-S Test Statistic				0,264	Kolmogorov-Smirnov Gamma GOF Test					
508	5% K-S Critical Value				0,274	Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level					
509	Detected data follow Appr. Gamma Distribution at 5% Significance Level										
510											
511	Gamma Statistics										
512	k hat (MLE)				0,966	k star (bias corrected MLE)				0,743	
513	Theta hat (MLE)				36,34	Theta star (bias corrected MLE)				47,26	
514	nu hat (MLE)				19,32	nu star (bias corrected)				14,86	
515	MLE Mean (bias corrected)				35,11	MLE Sd (bias corrected)				40,74	
516						Approximate Chi Square Value (0,0500)				7,163	
517	Adjusted Level of Significance				0,0267	Adjusted Chi Square Value				6,257	
518											
519	Assuming Gamma Distribution										
520	95% Approximate Gamma UCL (use when n>=50)				72,83	95% Adjusted Gamma UCL (use when n<50)				83,37	
521											
522	Lognormal GOF Test										
523	Shapiro Wilk Test Statistic				0,836	Shapiro Wilk Lognormal GOF Test					
524	5% Shapiro Wilk Critical Value				0,842	Data Not Lognormal at 5% Significance Level					
525	Lilliefors Test Statistic				0,223	Lilliefors Lognormal GOF Test					
526	5% Lilliefors Critical Value				0,262	Data appear Lognormal at 5% Significance Level					
527	Data appear Approximate Lognormal at 5% Significance Level										
528											
529	Lognormal Statistics										
530	Minimum of Logged Data				2,092	Mean of logged Data				2,959	
531	Maximum of Logged Data				5,193	SD of logged Data				1,021	
532											
533	Assuming Lognormal Distribution										
534	95% H-UCL				94,74	90% Chebyshev (MVUE) UCL				61,01	
535	95% Chebyshev (MVUE) UCL				74,95	97,5% Chebyshev (MVUE) UCL				94,28	
536	99% Chebyshev (MVUE) UCL				132,3						
537											
538	Nonparametric Distribution Free UCL Statistics										
539	Data appear to follow a Discernible Distribution at 5% Significance Level										
540											
541	Nonparametric Distribution Free UCLs										
542	95% CLT UCL				62,59	95% Jackknife UCL				65,74	
543	95% Standard Bootstrap UCL				61,34	95% Bootstrap-t UCL				132,6	
544	95% Hall's Bootstrap UCL				152,6	95% Percentile Bootstrap UCL				67,02	
545	95% BCA Bootstrap UCL				81,62						
546	90% Chebyshev(Mean, Sd) UCL				85,23	95% Chebyshev(Mean, Sd) UCL				107,9	
547	97,5% Chebyshev(Mean, Sd) UCL				139,4	99% Chebyshev(Mean, Sd) UCL				201,3	
548											
549	Suggested UCL to Use										
550	95% Adjusted Gamma UCL				83,37						

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L
551												
552	When a data set follows an approximate (e.g., normal) distribution passing one of the GOF test											
553	When applicable, it is suggested to use a UCL based upon a distribution (e.g., gamma) passing both GOF tests in ProUCL											
554												
555	Note: Suggestions regarding the selection of a 95% UCL are provided to help the user to select the most appropriate 95% UCL.											
556	Recommendations are based upon data size, data distribution, and skewness.											
557	These recommendations are based upon the results of the simulation studies summarized in Singh, Maichle, and Lee (2006).											
558	However, simulations results will not cover all Real World data sets; for additional insight the user may want to consult a statistician.											
559												
560												
561	Kvicksilver											
562												
563	General Statistics											
564	Total Number of Observations				9,000		Number of Distinct Observations				9,000	
565							Number of Missing Observations				1,000	
566	Minimum				0,0100		Mean				0,0244	
567	Maximum				0,0440		Median				0,0200	
568	SD				0,0113		Std. Error of Mean				0,00378	
569	Coefficient of Variation				0,464		Skewness				0,803	
570												
571	Note: Sample size is small (e.g., <10), if data are collected using ISM approach, you should use											
572	guidance provided in ITRC Tech Reg Guide on ISM (ITRC, 2012) to compute statistics of interest.											
573	For example, you may want to use Chebyshev UCL to estimate EPC (ITRC, 2012).											
574	Chebyshev UCL can be computed using the Nonparametric and All UCL Options of ProUCL 5.1											
575												
576	Normal GOF Test											
577	Shapiro Wilk Test Statistic				0,908		Shapiro Wilk GOF Test					
578	5% Shapiro Wilk Critical Value				0,829		Data appear Normal at 5% Significance Level					
579	Lilliefors Test Statistic				0,217		Lilliefors GOF Test					
580	5% Lilliefors Critical Value				0,274		Data appear Normal at 5% Significance Level					
581	Data appear Normal at 5% Significance Level											
582												
583	Assuming Normal Distribution											
584	95% Normal UCL					95% UCLs (Adjusted for Skewness)						
585	95% Student's-t UCL				0,0315		95% Adjusted-CLT UCL (Chen-1995)				0,0317	
586							95% Modified-t UCL (Johnson-1978)				0,0316	
587												
588	Gamma GOF Test											
589	A-D Test Statistic				0,299		Anderson-Darling Gamma GOF Test					
590	5% A-D Critical Value				0,723		Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level					
591	K-S Test Statistic				0,176		Kolmogorov-Smirnov Gamma GOF Test					
592	5% K-S Critical Value				0,280		Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level					
593	Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level											
594												
595	Gamma Statistics											
596	k hat (MLE)				5,442		k star (bias corrected MLE)				3,702	
597	Theta hat (MLE)				0,00449		Theta star (bias corrected MLE)				0,00660	
598	nu hat (MLE)				97,96		nu star (bias corrected)				66,64	
599	MLE Mean (bias corrected)				0,0244		MLE Sd (bias corrected)				0,0127	
600						Approximate Chi Square Value (0,0500)				48,85		
601	Adjusted Level of Significance				0,0231		Adjusted Chi Square Value				45,66	
602												
603	Assuming Gamma Distribution											
604	95% Approximate Gamma UCL (use when n>=50))				0,0333		95% Adjusted Gamma UCL (use when n<50)				0,0357	
605												

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L
606	Lognormal GOF Test											
607	Shapiro Wilk Test Statistic					0,960	Shapiro Wilk Lognormal GOF Test					
608	5% Shapiro Wilk Critical Value					0,829	Data appear Lognormal at 5% Significance Level					
609	Lilliefors Test Statistic					0,146	Lilliefors Lognormal GOF Test					
610	5% Lilliefors Critical Value					0,274	Data appear Lognormal at 5% Significance Level					
611	Data appear Lognormal at 5% Significance Level											
612												
613	Lognormal Statistics											
614	Minimum of Logged Data					-4,605	Mean of logged Data					-3,806
615	Maximum of Logged Data					-3,124	SD of logged Data					0,465
616												
617	Assuming Lognormal Distribution											
618	95% H-UCL					0,0356	90% Chebyshev (MVUE) UCL					0,0360
619	95% Chebyshev (MVUE) UCL					0,0412	97,5% Chebyshev (MVUE) UCL					0,0484
620	99% Chebyshev (MVUE) UCL					0,0626						
621												
622	Nonparametric Distribution Free UCL Statistics											
623	Data appear to follow a Discernible Distribution at 5% Significance Level											
624												
625	Nonparametric Distribution Free UCLs											
626	95% CLT UCL					0,0307	95% Jackknife UCL					0,0315
627	95% Standard Bootstrap UCL					0,0303	95% Bootstrap-t UCL					0,0351
628	95% Hall's Bootstrap UCL					0,0340	95% Percentile Bootstrap UCL					0,0304
629	95% BCA Bootstrap UCL					0,0310						
630	90% Chebyshev(Mean, Sd) UCL					0,0358	95% Chebyshev(Mean, Sd) UCL					0,0409
631	97,5% Chebyshev(Mean, Sd) UCL					0,0480	99% Chebyshev(Mean, Sd) UCL					0,0620
632												
633	Suggested UCL to Use											
634	95% Student's-t UCL					0,0315						
635												
636	Note: Suggestions regarding the selection of a 95% UCL are provided to help the user to select the most appropriate 95% UCL.											
637	Recommendations are based upon data size, data distribution, and skewness.											
638	These recommendations are based upon the results of the simulation studies summarized in Singh, Maichle, and Lee (2006).											
639	However, simulations results will not cover all Real World data sets; for additional insight the user may want to consult a statistician.											
640												
641												
642	Nickel											
643												
644	General Statistics											
645	Total Number of Observations					10,00	Number of Distinct Observations					10,00
646							Number of Missing Observations					0
647	Minimum					5,400	Mean					29,56
648	Maximum					110,0	Median					9,600
649	SD					38,30	Std. Error of Mean					12,11
650	Coefficient of Variation					1,296	Skewness					1,640
651												
652	Normal GOF Test											
653	Shapiro Wilk Test Statistic					0,673	Shapiro Wilk GOF Test					
654	5% Shapiro Wilk Critical Value					0,842	Data Not Normal at 5% Significance Level					
655	Lilliefors Test Statistic					0,367	Lilliefors GOF Test					
656	5% Lilliefors Critical Value					0,262	Data Not Normal at 5% Significance Level					
657	Data Not Normal at 5% Significance Level											
658												
659	Assuming Normal Distribution											
660	95% Normal UCL						95% UCLs (Adjusted for Skewness)					

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L
661	95% Student's-t UCL					51,76	95% Adjusted-CLT UCL (Chen-1995)					56,19
662							95% Modified-t UCL (Johnson-1978)					52,81
663												
664	Gamma GOF Test											
665	A-D Test Statistic					1,131	Anderson-Darling Gamma GOF Test					
666	5% A-D Critical Value					0,751	Data Not Gamma Distributed at 5% Significance Level					
667	K-S Test Statistic					0,327	Kolmogorov-Smirnov Gamma GOF Test					
668	5% K-S Critical Value					0,274	Data Not Gamma Distributed at 5% Significance Level					
669	Data Not Gamma Distributed at 5% Significance Level											
670												
671	Gamma Statistics											
672	k hat (MLE)					0,919	k star (bias corrected MLE)					0,710
673	Theta hat (MLE)					32,16	Theta star (bias corrected MLE)					41,63
674	nu hat (MLE)					18,38	nu star (bias corrected)					14,20
675	MLE Mean (bias corrected)					29,56	MLE Sd (bias corrected)					35,08
676							Approximate Chi Square Value (0,0500)					6,710
677	Adjusted Level of Significance					0,0267	Adjusted Chi Square Value					5,838
678												
679	Assuming Gamma Distribution											
680	95% Approximate Gamma UCL (use when n>=50))					62,57	95% Adjusted Gamma UCL (use when n<50)					71,91
681												
682	Lognormal GOF Test											
683	Shapiro Wilk Test Statistic					0,821	Shapiro Wilk Lognormal GOF Test					
684	5% Shapiro Wilk Critical Value					0,842	Data Not Lognormal at 5% Significance Level					
685	Lilliefors Test Statistic					0,267	Lilliefors Lognormal GOF Test					
686	5% Lilliefors Critical Value					0,262	Data Not Lognormal at 5% Significance Level					
687	Data Not Lognormal at 5% Significance Level											
688												
689	Lognormal Statistics											
690	Minimum of Logged Data					1,686	Mean of logged Data					2,752
691	Maximum of Logged Data					4,700	SD of logged Data					1,108
692												
693	Assuming Lognormal Distribution											
694	95% H-UCL					98,91	90% Chebyshev (MVUE) UCL					55,94
695	95% Chebyshev (MVUE) UCL					69,24	97,5% Chebyshev (MVUE) UCL					87,72
696	99% Chebyshev (MVUE) UCL					124,0						
697												
698	Nonparametric Distribution Free UCL Statistics											
699	Data do not follow a Discernible Distribution (0.05)											
700												
701	Nonparametric Distribution Free UCLs											
702	95% CLT UCL					49,48	95% Jackknife UCL					51,76
703	95% Standard Bootstrap UCL					48,72	95% Bootstrap-t UCL					104,2
704	95% Hall's Bootstrap UCL					91,48	95% Percentile Bootstrap UCL					48,65
705	95% BCA Bootstrap UCL					55,65						
706	90% Chebyshev(Mean, Sd) UCL					65,89	95% Chebyshev(Mean, Sd) UCL					82,35
707	97,5% Chebyshev(Mean, Sd) UCL					105,2	99% Chebyshev(Mean, Sd) UCL					150,1
708												
709	Suggested UCL to Use											
710	95% Chebyshev (Mean, Sd) UCL					82,35						
711												
712	Note: Suggestions regarding the selection of a 95% UCL are provided to help the user to select the most appropriate 95% UCL.											
713	Recommendations are based upon data size, data distribution, and skewness.											
714	These recommendations are based upon the results of the simulation studies summarized in Singh, Maichle, and Lee (2006).											
715	However, simulations results will not cover all Real World data sets; for additional insight the user may want to consult a statistician.											

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L
716												
717												
718	Vanadin											
719												
720	General Statistics											
721	Total Number of Observations					10,00	Number of Distinct Observations					7,000
722							Number of Missing Observations					0
723	Minimum					11,00	Mean					17,30
724	Maximum					40,00	Median					13,50
725	SD					9,166	Std. Error of Mean					2,898
726	Coefficient of Variation					0,530	Skewness					2,064
727												
728	Normal GOF Test											
729	Shapiro Wilk Test Statistic					0,718	Shapiro Wilk GOF Test					
730	5% Shapiro Wilk Critical Value					0,842	Data Not Normal at 5% Significance Level					
731	Lilliefors Test Statistic					0,313	Lilliefors GOF Test					
732	5% Lilliefors Critical Value					0,262	Data Not Normal at 5% Significance Level					
733	Data Not Normal at 5% Significance Level											
734												
735	Assuming Normal Distribution											
736	95% Normal UCL					95% UCLs (Adjusted for Skewness)						
737	95% Student's-t UCL					22,61	95% Adjusted-CLT UCL (Chen-1995)					24,09
738							95% Modified-t UCL (Johnson-1978)					22,93
739												
740	Gamma GOF Test											
741	A-D Test Statistic					0,899	Anderson-Darling Gamma GOF Test					
742	5% A-D Critical Value					0,729	Data Not Gamma Distributed at 5% Significance Level					
743	K-S Test Statistic					0,260	Kolmogorov-Smirnov Gamma GOF Test					
744	5% K-S Critical Value					0,267	Detected data appear Gamma Distributed at 5% Significance Level					
745	Detected data follow Appr. Gamma Distribution at 5% Significance Level											
746												
747	Gamma Statistics											
748	k hat (MLE)					5,572	k star (bias corrected MLE)					3,967
749	Theta hat (MLE)					3,105	Theta star (bias corrected MLE)					4,361
750	nu hat (MLE)					111,4	nu star (bias corrected)					79,35
751	MLE Mean (bias corrected)					17,30	MLE Sd (bias corrected)					8,686
752							Approximate Chi Square Value (0,0500)					59,82
753	Adjusted Level of Significance					0,0267	Adjusted Chi Square Value					56,88
754												
755	Assuming Gamma Distribution											
756	95% Approximate Gamma UCL (use when n>=50)					22,95	95% Adjusted Gamma UCL (use when n<50)					24,13
757												
758	Lognormal GOF Test											
759	Shapiro Wilk Test Statistic					0,824	Shapiro Wilk Lognormal GOF Test					
760	5% Shapiro Wilk Critical Value					0,842	Data Not Lognormal at 5% Significance Level					
761	Lilliefors Test Statistic					0,229	Lilliefors Lognormal GOF Test					
762	5% Lilliefors Critical Value					0,262	Data appear Lognormal at 5% Significance Level					
763	Data appear Approximate Lognormal at 5% Significance Level											
764												
765	Lognormal Statistics											
766	Minimum of Logged Data					2,398	Mean of logged Data					2,758
767	Maximum of Logged Data					3,689	SD of logged Data					0,420
768												
769	Assuming Lognormal Distribution											
770	95% H-UCL					23,16	90% Chebyshev (MVUE) UCL					23,96

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L
771	95% Chebyshev (MVUE) UCL				27,08	97,5% Chebyshev (MVUE) UCL						31,41
772	99% Chebyshev (MVUE) UCL				39,92							
773												
774	Nonparametric Distribution Free UCL Statistics											
775	Data appear to follow a Discernible Distribution at 5% Significance Level											
776												
777	Nonparametric Distribution Free UCLs											
778	95% CLT UCL				22,07	95% Jackknife UCL						22,61
779	95% Standard Bootstrap UCL				21,81	95% Bootstrap-t UCL						32,99
780	95% Hall's Bootstrap UCL				44,71	95% Percentile Bootstrap UCL						22,30
781	95% BCA Bootstrap UCL				24,60							
782	90% Chebyshev(Mean, Sd) UCL				26,00	95% Chebyshev(Mean, Sd) UCL						29,93
783	97,5% Chebyshev(Mean, Sd) UCL				35,40	99% Chebyshev(Mean, Sd) UCL						46,14
784												
785	Suggested UCL to Use											
786	95% Adjusted Gamma UCL				24,13							
787												
788	When a data set follows an approximate (e.g., normal) distribution passing one of the GOF test											
789	When applicable, it is suggested to use a UCL based upon a distribution (e.g., gamma) passing both GOF tests in ProUCL											
790												
791	Note: Suggestions regarding the selection of a 95% UCL are provided to help the user to select the most appropriate 95% UCL.											
792	Recommendations are based upon data size, data distribution, and skewness.											
793	These recommendations are based upon the results of the simulation studies summarized in Singh, Maichle, and Lee (2006).											
794	However, simulations results will not cover all Real World data sets; for additional insight the user may want to consult a statistician.											
795												
796												
797	Zink											
798												
799	General Statistics											
800	Total Number of Observations				10,00	Number of Distinct Observations						10,00
801						Number of Missing Observations						0
802	Minimum				38,00	Mean						3938
803	Maximum				38000	Median						105,0
804	SD				11969	Std. Error of Mean						3785
805	Coefficient of Variation				3,039	Skewness						3,161
806												
807	Normal GOF Test											
808	Shapiro Wilk Test Statistic				0,375	Shapiro Wilk GOF Test						
809	5% Shapiro Wilk Critical Value				0,842	Data Not Normal at 5% Significance Level						
810	Lilliefors Test Statistic				0,511	Lilliefors GOF Test						
811	5% Lilliefors Critical Value				0,262	Data Not Normal at 5% Significance Level						
812	Data Not Normal at 5% Significance Level											
813												
814	Assuming Normal Distribution											
815	95% Normal UCL					95% UCLs (Adjusted for Skewness)						
816	95% Student's-t UCL				10877	95% Adjusted-CLT UCL (Chen-1995)						14207
817						95% Modified-t UCL (Johnson-1978)						11507
818												
819	Gamma GOF Test											
820	A-D Test Statistic				2,320	Anderson-Darling Gamma GOF Test						
821	5% A-D Critical Value				0,839	Data Not Gamma Distributed at 5% Significance Level						
822	K-S Test Statistic				0,418	Kolmogorov-Smirnov Gamma GOF Test						
823	5% K-S Critical Value				0,292	Data Not Gamma Distributed at 5% Significance Level						
824	Data Not Gamma Distributed at 5% Significance Level											
825												

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L
826	Gamma Statistics											
827	k hat (MLE)					0,240	k star (bias corrected MLE)					0,234
828	Theta hat (MLE)					16434	Theta star (bias corrected MLE)					16801
829	nu hat (MLE)					4,793	nu star (bias corrected)					4,688
830	MLE Mean (bias corrected)					3938	MLE Sd (bias corrected)					8134
831							Approximate Chi Square Value (0,0500)					1,011
832	Adjusted Level of Significance					0,0267	Adjusted Chi Square Value					0,751
833												
834	Assuming Gamma Distribution											
835	95% Approximate Gamma UCL (use when n>=50))					18263	95% Adjusted Gamma UCL (use when n<50)					24596
836												
837	Lognormal GOF Test											
838	Shapiro Wilk Test Statistic					0,709	Shapiro Wilk Lognormal GOF Test					
839	5% Shapiro Wilk Critical Value					0,842	Data Not Lognormal at 5% Significance Level					
840	Lilliefors Test Statistic					0,299	Lilliefors Lognormal GOF Test					
841	5% Lilliefors Critical Value					0,262	Data Not Lognormal at 5% Significance Level					
842	Data Not Lognormal at 5% Significance Level											
843												
844	Lognormal Statistics											
845	Minimum of Logged Data					3,638	Mean of logged Data					5,294
846	Maximum of Logged Data					10,55	SD of logged Data					1,991
847												
848	Assuming Lognormal Distribution											
849	95% H-UCL					51075	90% Chebyshev (MVUE) UCL					2810
850	95% Chebyshev (MVUE) UCL					3650	97,5% Chebyshev (MVUE) UCL					4816
851	99% Chebyshev (MVUE) UCL					7106						
852												
853	Nonparametric Distribution Free UCL Statistics											
854	Data do not follow a Discernible Distribution (0.05)											
855												
856	Nonparametric Distribution Free UCLs											
857	95% CLT UCL					10164	95% Jackknife UCL					10877
858	95% Standard Bootstrap UCL					9811	95% Bootstrap-t UCL					932573
859	95% Hall's Bootstrap UCL					381088	95% Percentile Bootstrap UCL					11478
860	95% BCA Bootstrap UCL					15297						
861	90% Chebyshev(Mean, Sd) UCL					15293	95% Chebyshev(Mean, Sd) UCL					20436
862	97,5% Chebyshev(Mean, Sd) UCL					27575	99% Chebyshev(Mean, Sd) UCL					41598
863												
864	Suggested UCL to Use											
865	99% Chebyshev (Mean, Sd) UCL					41598						
866												
867	Recommended UCL exceeds the maximum observation											
868												
869	Note: Suggestions regarding the selection of a 95% UCL are provided to help the user to select the most appropriate 95% UCL.											
870	Recommendations are based upon data size, data distribution, and skewness.											
871	These recommendations are based upon the results of the simulation studies summarized in Singh, Maichle, and Lee (2006).											
872	However, simulations results will not cover all Real World data sets; for additional insight the user may want to consult a statistician.											