
Masugnen 5 och 7, Bromma
Sammanfattning av mark-, grundvatten och sedimentföroreningar samt dess
risker för hälsa och miljö.
Kundnummer: 1013
Uppdragsnummer: 212-001

Masugnen 5 och 7, Bromma

PM – Sammanfattning av mark-, grundvatten och
sedimentföroreningar samt dess risker för hälsa och miljö.

1 Föroreningsituation Masugnen 5 och 7

1.1 Allmänt

Planområdet omfattar fastigheterna Masugnen 5 och 7. Dessa är belägna i ett område där industriell verksamhet bedrivits sedan början av 1900-talet. Tidigare verksamheter har bidragit till föroreningar inom området. De båda fastigheterna har undersökts vid olika tillfällen. Det har även utförts riskbedömningar vad gäller klorerade lösningsmedel, sediment och förorenade fyllnadsmassor i strandremsan. Detta PM sammanfattar kort de utförda undersökningarna och riskbedömningarna samt hur en ändring av markanvändningen kan påverka risker och föroreningsspredning.

Byggnaderna på fastigheten Masugnen 7 är uppförda 1986 respektive 1991 och har i huvudsak varit kontor och yrkesskola. Verksamhetsrelaterade föroreningar i större omfattning orsakade specifikt av dessa verksamheter bedöms som låg och föroreningar har mer troligt tillförts fastigheten från tidigare verksamheter.

Inom Masugnen 5 uppförde företaget AB Alpha byggnader år 1943¹. Det har bedrivits försäljning och förvaring av byggmaterial samt att det, enligt muntliga uppgifter till Golder, hanterats skrot inom fastigheten. Enligt dessa uppgifter ska skrot ha lossats och lastats från sjön via en kran¹.

¹ Golder Associates 2012

1.2 Mark

Undersökningar av marken^{2,3} visar att fyllnadsmassorna på Masugnen 7 och 5 främst utgörs av sandig, grusig fyllning och innehåller bland annat järnskrot, byggavfall, lite rester av kol/aska samt delar av tidigare husgrunder.

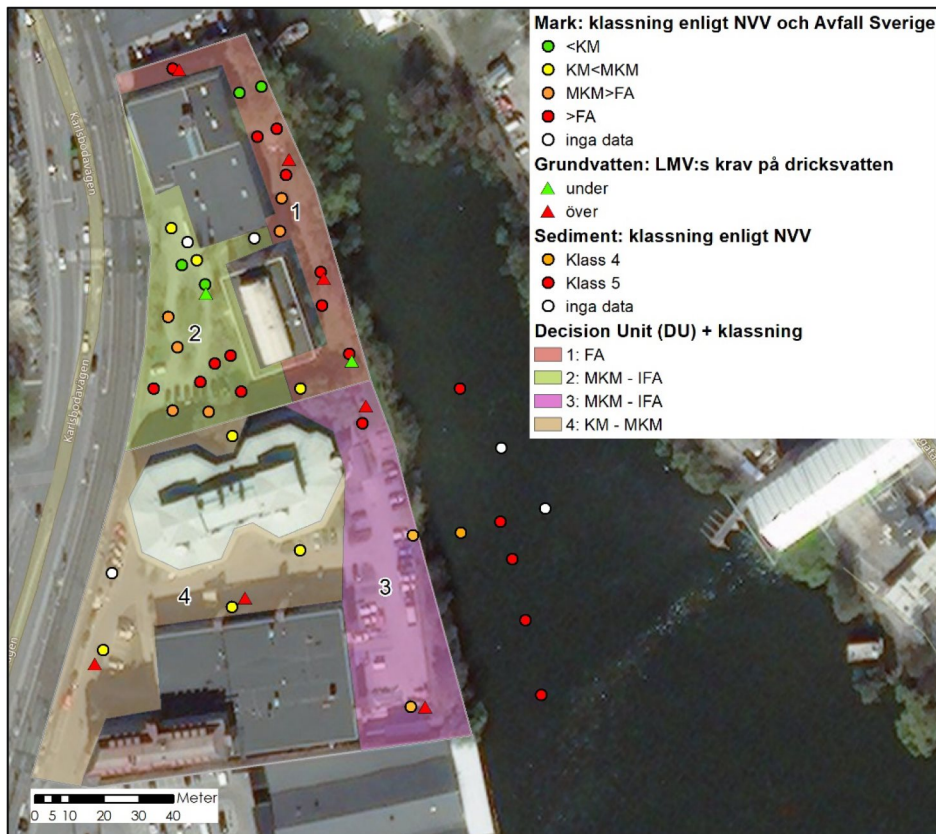
Undersökningsområdet har grovt delats in i olika delområden (DU, decision units). Två DU per fastighet där en del är där teknisk schakt kommer genomföras för husbyggnation och en del vid strandremsan där ingen teknisk schakt planeras.

Det förekommer generellt halter av metaller och PAH över KM i fyllnadsmassorna över hela Masugnen 7. På fastighetens östra delar, DU 3, se Figur 1.1, mot Bällstaviken förekommer halter över MKM av metaller och PAH i marken. PCB har även påvisats i den sydvästra delen av fastigheten men i halter under MKM. Mäktigheten av fyllning inom DU 3 är ca 2–4 meter och för DU 4 ca 0,7–1,5 meter.

Inom Masugnen 5 (DU 1 och 2), förekommer det högre halter av föroreningar i fyllnadsmassor än Masugnen 7. I flera av de analyserade proverna överskrider halterna MKM fyra gånger eller mer. Framför allt är det metallerna bly, koppar och zink som påvisas i höga halter. Höga halter har påvisats vid undersökning ner till 2,2 meter men skulle kunna förekomma djupare. Tidigare utförd undersökning³ har inte tydligt avgränsat föroreningarna i djupled. Det förekommer även halter av PAH:er och petroleumprodukter inom Masugnen 5. I Figur 1.1 visas en karta över området.

² Structor Miljöteknik 2016

³ Golder Associates 2012



Figur 1.1 Föroreningsituationen inom Masugnen 5 (DU 1 och 2) och Masugnen 7 (DU 3 och 4). Avfallsklasserna för respektive delområde är baserat på medelhalt av samtliga utförda laboratorieanalyser.

1.3 Grundvatten och porluft

Undersökningar har inte visat på någon förekomst av CVOC i porluften inom fastigheten Masugnen 7.

Grundvattenytan har observerats ligga ca 2 meter under markytan, vilket ungefär motsvarar nivån i Bällstaviken. Grundvattennivån kan således tidvis stiga beroende på vattenståndet i Bällstaån. Grundvattenflödet, i moränen, till Masugnen 7 bedöms komma från fastigheterna Archimedes 1 och 2 vilka därför kan vara potentiella källor till klorerade lösningsmedel⁴ (CVOC) som påvisats i grundvattnet i moränen. I Structors miljötekniska markundersökning visades att grundvattnet på Masugnen 7 var påverkat av framför allt CVOC, men att också en lätt påverkan av petroleumkolväten noterades på fastighetens sydöstra del.

⁴ Geosigma 2012

Utifrån genomförda undersökningar tyder det således på att CVOC inom Masugnen 7 enbart förekommer i grundvatten i moränen.

Inom Masugnen 5 påvisas endast mycket låga halter av CVOC i grundvatten på fastighetens södra del. Längre norrut på Masugnen 5 påvisas ingen förekomst av CVOC överhuvudtaget. Detta beror troligen på att grundvatten från Archimedes inte strömmar in till Masugnen 5 då en bergsrygg/kulle skärmar av flödesvägen mellan Archimedes och Masugnen 5 och grundvattnet därför istället enbart leds mot Masugnen 7. Ingen undersökning av porluft har genomförts inom fastigheten och bedöms inte nödvändigt då låga eller inga halter har påvisats i grundvattnet inom fastigheten.

1.4 Sediment

Utanför Masugnen 5 och 7 har sedimentprover⁵ tagits. Analyser visar att sediment är förorenat av metaller, alifater, aromater, PAH:er och PCB. Generellt förekommer ca 30 cm lösare sediment ovan en mer kompakt lera. Prover på lera under sedimenten har inte visat på förekomst av föroreningar. Sediment finns inte heller närmast strandkanten (0–3 m). Här består botten av mer stenig och grusigt material, sannolikt är det fyllnadsmaterial som ligger ovanpå leran.

2 Riskbedömning

2.1 Klorerade lösningsmedel (CVOC)

En riskbedömning utfördes av Wescon 2018, se Bilaga 1, med avseende på CVOC i grundvattnet i moränen. Av riskbedömningen framgår att föroreningen bestående av CVOC inte utgör någon begräsning för den planerade ändringen av markanvändning från industrimark till bostäder. Inga ökade hälsorisker för boende kommer uppstå. Beräknade risker för hälsoeffekter är lägre än de nivåer som anses vara säkra oavsett utformning av bostadshuset (t.ex. platta på mark eller med p-garage och källare). En ändring av markanvändningen kommer vidare inte medföra några hinder för en framtida sanering av källområdet eftersom det är beläget utanför Masugnen 5 och 7.

Wescon 2016⁵

2.2 Strandremsan, fyllningsmaterial

En riskbedömning för mark i strandremsan med avseende på tungmetaller och PAH:er har utförts för Masugnen 5 och 7, se bilaga 2. Strandremsan, DU 1 och DU 3 i Figur 1.1, kommer troligen inte att omfattas av framtida schaktarbeten som utförs under anläggningsarbetena för bostadshusen. I praktiken kommer stora mängder av de nu förekommande fyllnadsmassorna inom DU 2 och 4 att schaktas ur vid anläggningsarbeten. Då DU 1 och 3 sannolikt inte kommer omfattas av anläggningsarbetena så har plats-specifika riktvärden föreslagits för området.

Utförd riskbedömning visar att massor inom DU 1, 2 och 3 överskrider föreslagna riktvärden. Negativa hälsorisker för boende kan därmed förekomma, detta gäller främst exponering av bly som förekommer inom yttlig jord (0–1 m).

Hälsorisker kopplade till djupare jord (>1 meter) kan inte helt uteslutas med avseende på eventuell korttidsexponering (pica-beteende hos barn) för bly. Den risken som kvarstår är mycket liten och uppstår endast om schaktarbeten utförs som därmed blottlägger fyllning innehållande bly under kortare perioder. Risken och omfattning av eventuella åtgärder bör värderas i en riskvärdering innan eventuella åtgärder vidtas.

Spridningen av tungmetaller som sker via sjö- och grundvatten från området påverkar inte recipienten negativt. Riskbedömningen visar att grundvattenflödet från Masugnen 5 och 7 inte påverkar miljö kvalitetsnormen för ytvatten i strandremsan. Miljö kvalitetsnormen uppfylls och en ändring av planen kommer inte att förvärra föroreningstransporten. Delar av de förorenade massorna kommer att schaktas bort vilket bidrar till en minskad mängd föroreningar inom fastigheten och således även en minskad risk för föroreningsläckage.

2.3 Sediment

Riskbedömning visar att sediment utanför Masugnen 5 och 7 inte utgör förhöjda hälsorisker för människor i samband med bad. Hälsorisker uppstår inte heller vid upprepad hudkontakt med sedimentet (beräknat 20 gånger per år under en livstid). Den aktuella samt planerade användningen och gestaltningen av området gör att bad och t.ex. ankring av båtar kommer att ske väldigt sällan. Ingen angiven badplats eller t.ex. småbåtshamn planeras att anläggas, varför antagen exponering av sediment bedöms vara konservativ och tillämpbar över en lång tid framöver. Omställning av fastigheten från industrimark till bostadsmark kommer inte påverka föroreningsinnehållet i sedimenten negativt. Hela riskbedömningen och undersökningen av sediment framgår av Bilaga 3.

3 Föroreningsituation närliggande fastigheter

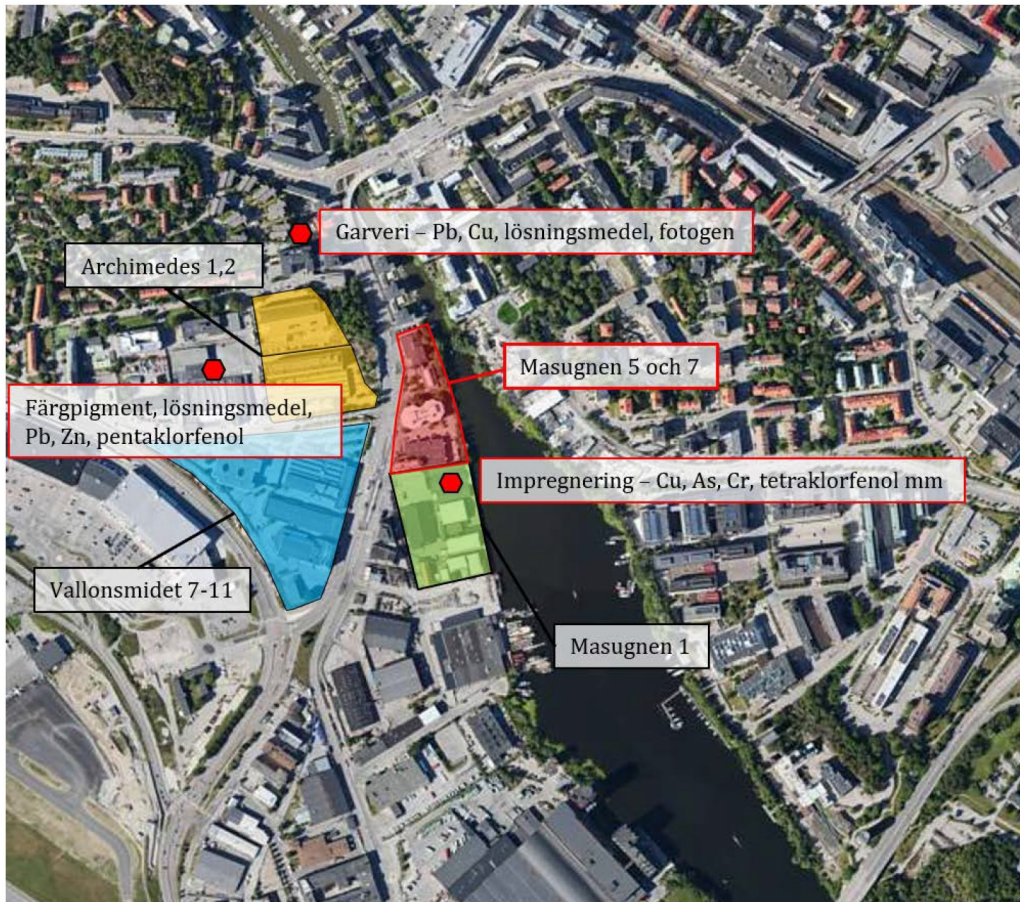
Även föroreningar på närliggande fastigheter kan påverka de aktuella fastigheterna och bedömningen av deras lämplighet för bostadsändamål.

Geosigma (2012) tog fram en karta med tidigare/aktuella verksamheter som kan ha bidragit/bidrar till föroreningsituationen inom Ulvsunda industriområde. En omritad version mer fokuserad mot Masugnen 5 och 7 kan ses i Figur 2.1.

Enligt rapport Geosigma⁶, bedrev Aktiebolaget Ekesiöös trädmarknad och brädgård en verksamhet på Masugnen 1, vilken inkluderade omfattande impregnering av trä. Fastigheten ligger på fyllnadsmaterial över lera vilket medför stor risk för spridning av föroreningar i sediment och ytvatten. En undersökning gjord av IVL (2002) har visat på förekomst av höga halter av tungmetaller i fyllnadsmassorna inom Masugnen 1. Inom fastigheten Archimedes 1 har utöver tungmetaller även höga halter av CVOC (7 mg/l) påvisats i grundvatten i moränen ovan berg⁷.

⁶ Geosigma 2012

⁷ Orbicon 2015



Figur 2.1 Tre verksamheter har legat i direkt anslutning till Masugnen 5 och 7, vilka är markerade med rött. Runt aktuella fastigheter ligger fastigheterna Archimedes 1 och 2, Masugnen 1 och Vallonsmidet 7-11.

4 Slutsats

Undersökningar av mark, grundvatten, porgas och sediment vid Masugnen 5 och 7 visar att det är möjligt att ställa om fastigheterna till bostadsändamål men att vissa riskreducerande åtgärder behöver utföras, dock endast med avseende på tungmetaller, främst bly, i fyllnadsmaterial. Omfattningen av en riskreducerande åtgärd bör föregås av en riskvärdering. Riskreduktionen bedöms nödvändig ur ett hälsoperspektiv och där åtgärderna bör fokusera på att minimera exponeringen för aktuella föroreningar. Riskbedömningen visar att oacceptabla hälsorisker ej kan uteslutas men en bedömning om vilka risker som bedöms vara acceptabla måste göras i en riskvärdering.

Eventuell påverkan på vattenområde i genomförandefasen måste också beskrivas efter valet av åtgärd. Om vattenområdet påverkas/berörs är det krav på tillstånd eller anmälan för vattenverksamhet beroende på omfattning och val av åtgärd.

5 Referenser

Golder, 2012. Masugnen 5 i Stockholm, miljöteknisk markundersökning.

Geosigma, 2012. Förstudie – geoteknik, hydrologi, dagvatten och miljöföroreningar. Ulvsunda industriområde, programsamråd.

Structor, 2013. Miljöbedömning avseende Masugnen 7.

Structor, 2016. Översiktlig markundersökning av Masugnen 7.

Orbicon, 2015. Fördjupad riskbedömning med avseende på klorerade kolväten, Gårdsfogdevägen 2-6, Bromma.

VÄSTERÅS 2018-04-12
WESCON MILJÖKONSULT AB

Uppdragsledare



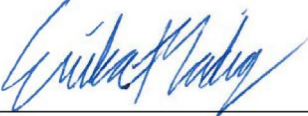
Petter Wetterholm

Granskad av



Erica Tallberg

Handläggare



Erika Modig

Bilagor

Bilaga 1 Riskbedömning CVOC, Masugnen 5 och 7

Bilaga 2 Riskbedömning Strandremsa

Bilaga 3 Riskbedömning Sediment

Bilaga 1 Riskbedömning CVOC, Masugnen 5 och 7

Masugnen 5 och 7, Bromma
Rapport, riskbedömning klorerade alifater
Kundnummer: 1013
Uppdragsnummer: 212-001

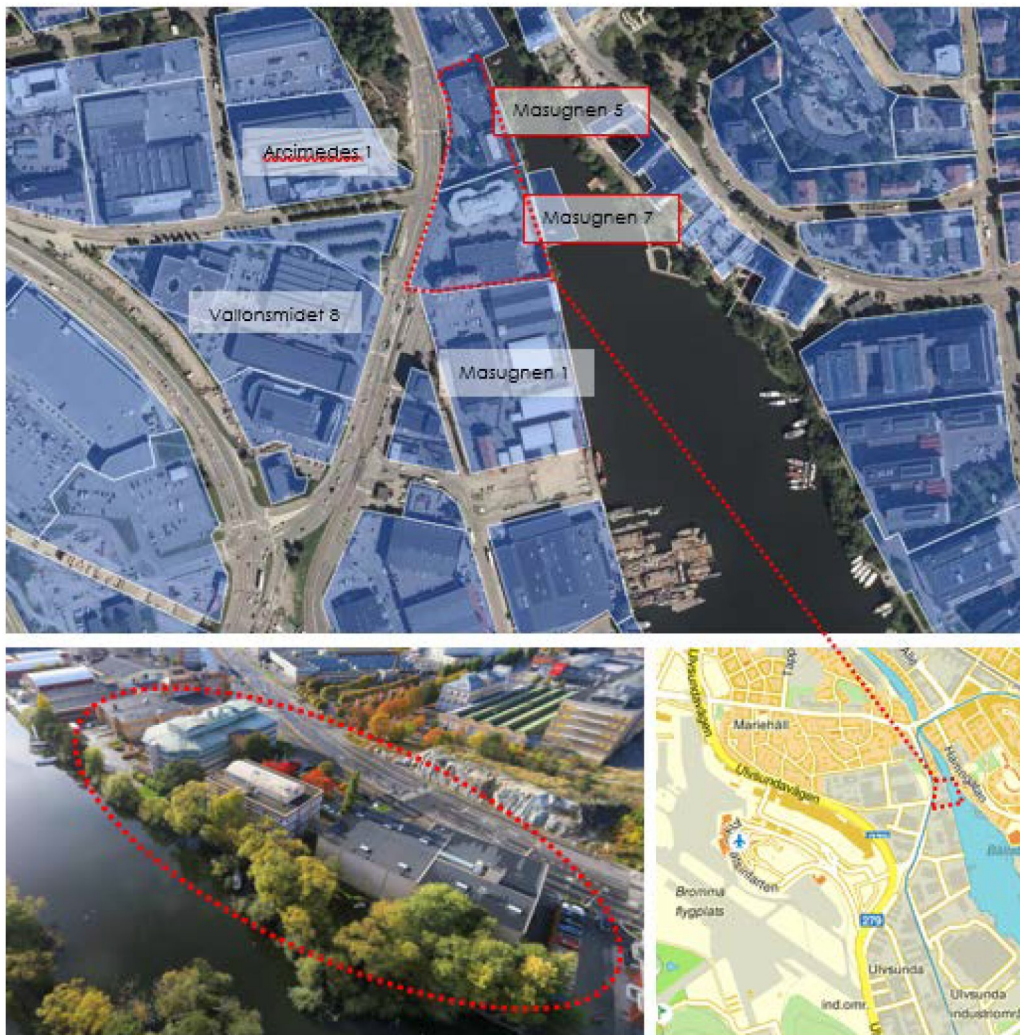
Masugnen 5 och 7, Bromma

PM – Rapport, riskbedömning klorerade alifater

1 Inledning och bakgrund

Wescon Miljökonsult AB har på uppdrag av JM AB och Skanska utfört en miljö- och hälsoriskbedömning av klorerade alifater (CVOC) inom fastigheten Masugnen 5 och 7. Syftet med riskbedömningen är att bedöma om bostäder kan uppföras inom dessa fastigheter utan att oacceptabla hälsorisker uppstår nu eller i framtiden med avseende på förekomst av CVOC.

Fastigheterna är belägen i Norra Ulvsunda i Bromma, se Figur 1–1. Sedan tidigare var det känt att marken förorenats av industriell verksamhet. Riskbedömningen baseras på miljötekniska undersökningar genomförda mellan år 2012 - 2018. Riskbedömningen ligger till grund för att bedöma behovet av riskreducerande åtgärder och framtagande av en åtgärdsutredning som i sin tur utgör underlag för riskvärdering och beslut om eventuella avhjälpandeåtgärder.



Figur 1-1 Masugnen 5 och 7. Nedre vänstra bilden visar de byggnader som idag är upprättade på Masugnen 5 och 7 (vy från N mot S).

I samband med planerad byggnation av bostäder inom fastigheterna Masugnen 5 och 7, Bromma, har flera översiktliga miljötekniska markundersökningar utförts. Vid dessa undersökningar påträffades bland annat klorerade alifater (CVOC) i grundvatten inom fastigheterna.

2 Uppdrag och syfte

2.1 Uppdrag och syfte

Wescon Miljökonsult AB har på uppdrag av JM AB och Skanska genomfört en riskbedömning av de klorerade alifater (CVOC) som finns i grundvatten inom Masugnen 5 och 7 samt om dessa föroreningar kan påverka hur området i framtiden kan användas utan att hälso- eller miljörisker uppstår.

2.1.1 Organisation

I uppdraget har följande personer medverkat

Namn	Företag	Ansvar och uppgifter
Petter Wetterholm	Wescon Miljökonsult AB	Uppdragsledare
Tommy Binbach	Wescon Miljökonsult AB	Granskning
Erika Modig	Wescon Miljökonsult AB	Handläggare

2.2 Arbetsmetodik och avgränsning

Riskbedömningen baseras i huvudsak på följande rapporter:

- IVL, 2002, Masugnen 1, Undersökning av jord och metaller vid nedlagd impregneringsanläggning.
- Geosigma 2012-03-30, Förstudie – geoteknik, hydrologi, dagvatten och miljöföroreningar, Ulvsunda industriområde, programsamråd.
- Golder Associates, 2012-11-22, Masugnen 5 – Miljöteknisk markundersökning
- Structor Miljöbyrå AB, 2013-02-01 - Miljöbedömning avseende Masugnen 7.
- Översiktlig bedömning av föreningsituationen inom och kring Masugnen 7 – Stockholm – inför detaljplaneändring.
- Orbicon 2015-12-18, Fördjupad riskbedömning med avseende på klorerade kolväten, Gårdsfogdevägen 2–6, Bromma.

- Structor Miljöteknik AB 2016-12-28 - Översiktlig markundersökning av Masugnen 7
- Structor Miljöteknik AB 2017-02-15 Kompletterade provtagning av grundvatten och porgas, Masugnen 7 (endast resultat av analyser).
- Wescon Miljökonsult AB 2018-03-20 Kompletterande provtagning av grundvatten i morän, Masugnen 5 (endast resultat av analyser)

Bedömningen bygger på den kunskap beträffande toxicitet samt kemiska och fysikaliska egenskaper som för närvarande finns om påvisade föroreningar.

Bedömning av hälso- och miljörisker är gjord för planerade framtida förhållanden som innebär känslig markanvändning (bostadsområde utan miljömässiga restriktioner) under förutsättning att inga saneringsåtgärder vidtas för den aktuella föroreningen.

Primärt förekommer föroreningen löst i vatten i moränen. För närvarande saknas svenska generella riktvärden för klorerade lösningsmedel i grundvatten varför projektspecifika jämförvärden beräknats utifrån den modell som Naturvårdsverket tagit fram. Värdena skall användas för att bedöma föroreningsgrad och potentiella miljö- och hälsorisker inom undersökningsområdet.

3 Sammanfattning av genomförda undersökningar

Inom Masugnen 7 har två undersökningar genomförts, båda under 2016. Undersökningarna har omfattat provtagning av jord, markvatten (ovanför och i leran), grundvatten (under leran) samt porgas.

Inom Masugnen 5 har en miljöteknisk undersökning genomförts 2012¹. Undersökningen omfattade provtagning av jord, grundvatten (inklusive hydrogeologi) och även trädved. 2018 genomfördes även en kompletterande provtagning av grundvatten i morän ².

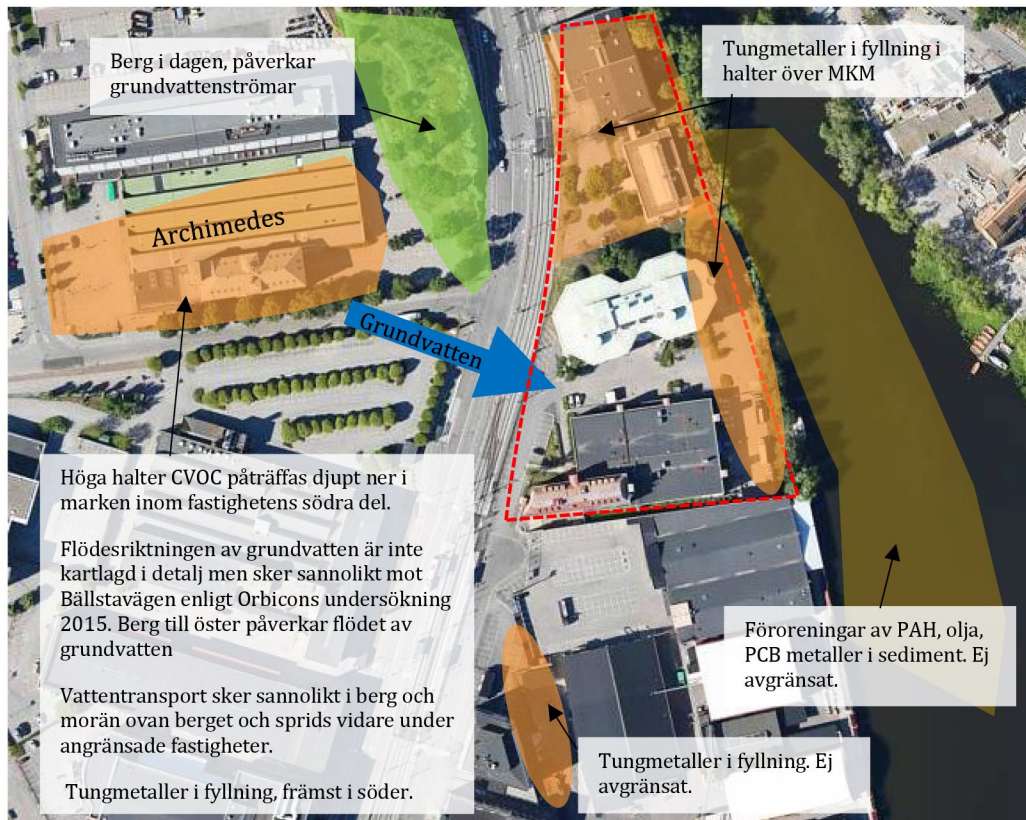
Inom fastigheten Archimedes 1 har utöver tungmetaller även höga halter av CVOC påvisats i grundvatten i moränen ovan berg (7 mg/l)³. I figur 3-1 görs en översiktlig sammanställning av föroreningsituationen runt fastigheten Masugnen 7. Grundvatten bedöms i tidigare rapporter^{1, 4} strömma åt öster.

¹ Golder Associates 2012

² Wescon Miljökonsult AB 2018

³ Orbicon 2015

⁴ Geosigma 2012



Figur 3-1. Förenklad sammanfattning av föroreningsituation runt Masugnen 5 och 7 (markerade med rödstreckad linje). Blå pil visar grundvattnets strömningsriktning.

3.1 Mark och grundvattenförhållanden

Marknivåerna inom Masugnen 5 och 7 varierar mellan ca +1,0 i nordöst - +2,0 i sydöst mot Bällstaviken. I väster mot Karlsbodavägen och fastighetsgränsen mellan 5 och 7 är nivåerna ca +4,0. Marken sluttar således mot Bällstaviken men Masugnen 5 sluttar även åt norr. Området har fyllts ut och fyllning finns ovan lera. Jordlagerföljden är fyllning på lera ovan friktionsjord på berg. Lerans mäktighet varierar mellan ca 1 m i norr och ca 7 m i söder inom Masugnen 7 och inom Masugnen har jorddjupen noterats till 10 meter vara lera uppmättes till 7 meter. Inom Masugnen 5 avtar jorddjupen snabbt mot väster då berg i dagen finns i väster. Djup till berg varierar alltså mellan 1–10 m där det är djupast i söder, dvs mäktigheten av jordlagren varierar kraftigt mellan nordväst och sydöst. En skillnad mellan Masugnen 5 och 7 är att bergnivåerna inom Masugnen 7 inte varierar så mycket mellan öster och väster vilket det gör inom Masugnen 5.

Fyllningen inom Masugnen 7 utgörs främst av en sandig grusig fyllning med varierande inslag av porslin, tegel och betong. Det är i denna fyllning som förhöjda halter av tungmetaller påvisas och det förekommer även spår av oljeföreningar, sannolikt diesel eller eldningsolja. Fyllningens sammansättning inom Masugnen 5 är sannolikt snarlik med undantag av att mer metallrester förekommer inom Masugnen 5.

Leran som underlagrar fyllningen är gyttjig närmast Bällstaviken och innehåller mer organiskt material men övergår åt väster till en lera eller sulfidlera med inslag av finsand.

Vattentransporten sker främst i moränlagret eller i berget under moränen. Dessa områden är betydligt mer genomsläppliga än leran även om leran kan innehålla siltstrimor. Strimmornas tvärsnittsarea är betydligt mindre än moränlagrets tvärsnittarea vilket gör att vattentransporten i leran kan förekomma men i begränsad omfattning, i jämförelse med den i moränlagret. Strömningsriktningen har bedömts vara från väster mot öster. Hur strömningen ser ut i berget är okänt och inga undersökningar av berggrundvatten har kommit Wescon till känna. Även i fyllningen (markvattnet ovan och i leran) sker vattentransporten mot Bällstaviken och den betydande transportvägen bedöms vara via ledningsgravar.

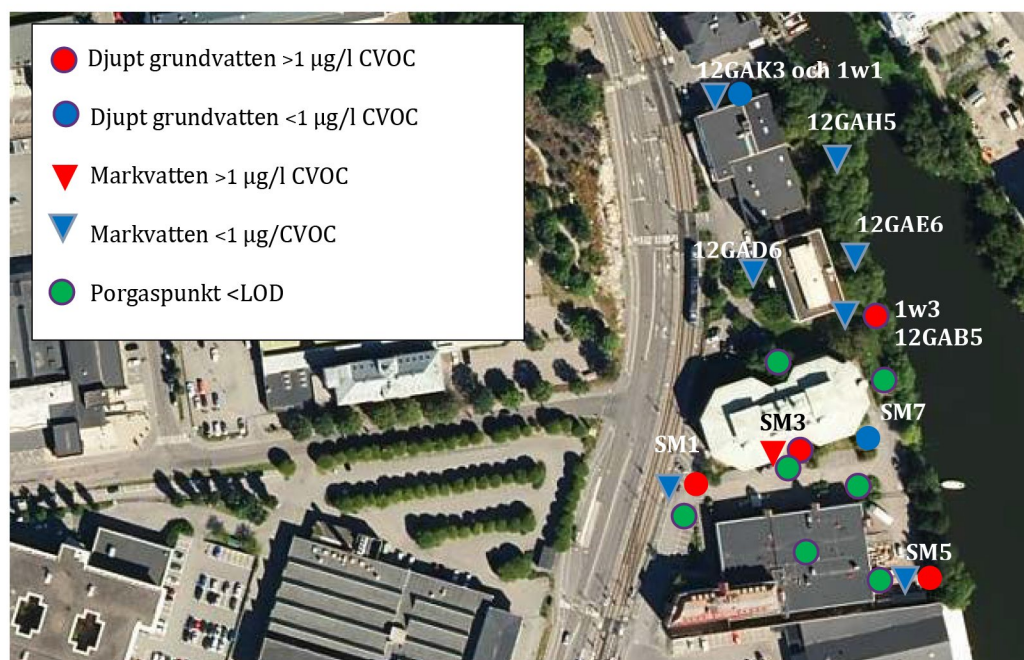
3.2 Föreningssituation av CVOC, Masugnen 5 och 7

Vid jordprovtagning inom Masugnen 5 och 7 har främst tungmetaller påvisats i fyllningen inom båda fastigheterna. CVOC påträffas i grundvatten i moränen, se figur 3-3. Låga eller inga halter påvisas i vattenprov uttagna från rör i leran. Utförda porgasmätningar (7 st) visar samtliga på halter av CVOC under detektionsnivåerna. Se tabell 3-1.

Tabell 3-1. Uppmätta halter i porgas i mg/m³

ELEMENT	PL2	PL3	PL4	PL5	PL6	PL7	PL8
trans-1,2-dikloreten	<0.03	<0.07	<0.07	<0.07	<0.07	<0.07	<0.07
cis-1,2-dikloreten	<0.03	<0.07	<0.07	<0.07	<0.07	<0.07	<0.07
triklormetan	<0.03	<0.07	<0.07	<0.07	<0.07	<0.07	<0.07
1,2-dikloreten	<0.03	<0.07	<0.07	<0.07	<0.07	<0.07	<0.07
1,1,1-trikloreten	<0.03	<0.07	<0.07	<0.07	<0.07	<0.07	<0.07
tetraklormetan	<0.03	<0.07	<0.07	<0.07	<0.07	<0.07	<0.07
trikloreten	<0.03	<0.07	<0.07	<0.07	<0.07	<0.07	<0.07
tetrakloreten	<0.03	<0.07	<0.07	<0.07	<0.07	<0.07	<0.07

De CVOC som påträffas i moränen är främst nedbrytningsprodukterna cis-1,2-dikloreten samt vinylklorid. Vattenprover uttagna vid fastighetens västra sida, mot Karlsbodavägen, visar högre halter av cis-1,2-dikloreten medan högre halter av vinylklorid uppmäts vid fastigheten östra sida mot Bällstaviken. Då vinylklorid är en nedbrytningsprodukt tyder detta på att föroreningen utgörs av en plym från ett källområde beläget uppströms fastigheten.



Figur 3-3. Föroreningssituation i grundvatten inom Masugnen 5 och 7.

I Tabell 3-2 nedan ses samtliga resultat från utförda vattenanalyser med avseende på CVOC.

Tabell 3-2 Resultat från utförda vattenanalyser ($\mu\text{g/l}$), ljusgrå rader är vatten från moränen dvs djupt ner i markprofilen.

	trans-1,2-dikloreten	cis-1,2-dikloreten	trikloreten	tetrakloreten	vinylklorid
SM1 Plast	<0.10	0,74	0,14	<0.20	<1.0
SM1 Stål	<0.10	36,4	0,13	<0.20	7,1
SM3 Plast	<0.10	0,6	0,5	0,31	<1.0
SM3 Stål	<0.10	2,03	<0.10	<0.20	4,9
SM5 Plast	<0.10	<0.10	<0.10	<0.20	<1.0
SM5 Stål	<0.10	0,15	<0.10	<0.20	24,3
SM7 Stål	<0.10	<0.10	<0.10	<0.20	<1.0
1w1 Stål	<0.10	<0.10	<0.10	<0.20	<1.0
1w3 Stål	<0.10	3,51	0,2	<0.20	7
12GAD3 Plast	<0.10	<0.10	<0.10	<0.20	<1.0
12GAB5 Plast	<0.10	1,6	0,4	<0.20	<1.0
12GSE6 Plast	<0.10	0,2	<0.10	<0.20	<1.0
12GAH5 Plast	<0.10	<0.10	<0.10	<0.20	<1.0
12GAK3 Plast	<0.10	<0.10	<0.10	<0.20	<1.0

Punkternas läge framgår av Figur 3-3. Av Tabell 3-2 framgår att halter av vinylklorid är högre i det rör, SM5, som placerats i området där gyttjig lera förekommer ovan moränen. Det är vanligt att vinylklorid påträffas i högre halter i dessa områden. Anledningen är att gyttjan innehåller mer organiskt kol. En ökad mängd organisk kol i vatten gör att nedbrytningen av CVOC kan förändras. Dessutom kan klorerade lösningsmedel fastläggas i områden med höga halter organiskt kol. Generellt sett är halterna låga, högsta halter av total mängd CVOC uppmäts i punkt SM1 närmast Archimedes 1.

3.2.1 Konceptuell modell

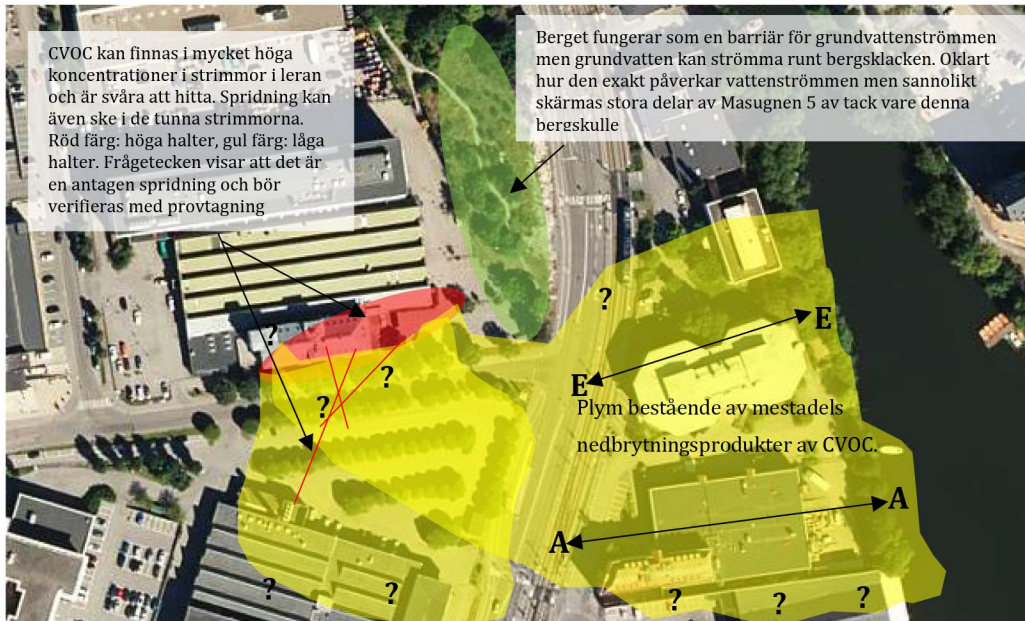
Utifrån utförda undersökningar har en konceptuell modell arbetats fram. Modellen tar även hänsyn till föroreningskällor som ligger utanför fastighetsgränserna. Modellen är baserad på vissa antaganden. Detta eftersom fullständig information kring föroreningssituationen inom fastigheten Archimedes 1 inte tillhandahållits och framförallt på grund av hur området mellan Archimedes och Masugnen ser ut. Konceptuella modellen illustreras även i Figur 3-4 och 3-5.

Utanför Masugnen 5 och 7 finns en föroreningskälla med klorerade lösningsmedel. Källan utgörs sannolikt av TCE och kan förekomma i egen fas. Omfattningen och eventuell mängd förorening som finns i källområdet är inte känt⁵. Klorerade lösningsmedel kan förekomma i jord, över och under grundvattenytan och på bergytan. Området kommer sannolikt att ge upphov till förorening i grundvattenplymen i moränen och eventuellt berg under mycket lång tid framåt. Nära källområdet kan spridning ske i den varviga leran med ytligt vatten som sprider föroreningen mot öster och in under Karlsbodavägen. Även ledningsgravar kan vara spridningsvägar. En föroreningsplym sprids i moränen, förorening har påvisats i vatten under lerlagret inom Masugnen.

Jordlager med låg permeabilitet (lera och silt) har inte förorenats inom Masugnen. Dessa täta jordlager förhindrar idag gasuppträngning från förorening i moränen. Ingen gasuppträngning genom leran har påvisats inom Masugnen 7 och CVOC har inte påvisats i fyllning. Utförda undersökningar pekar på att påträffad förorening av CVOC inom Masugnen härrör från ett källområde beläget utanför fastigheten. I underlaget till denna riskbedömning misstänkts⁶ källan vara belägen inom fastigheten Archimedes 1.

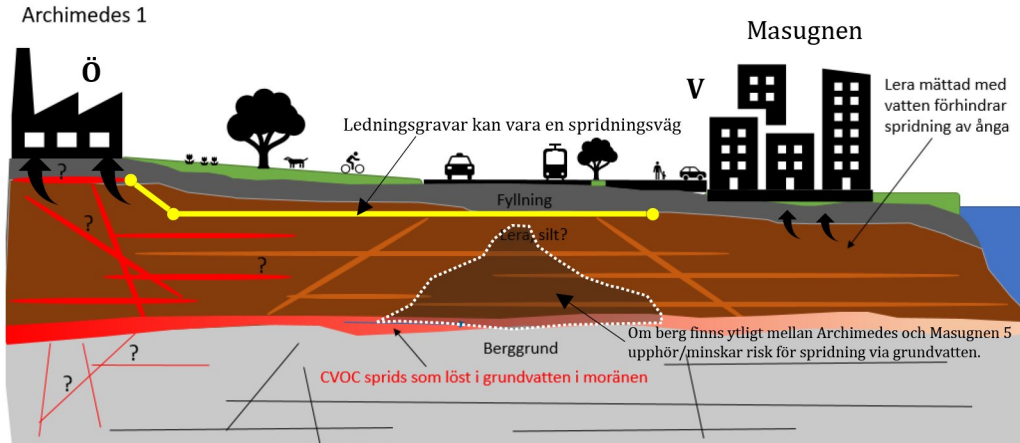
⁵ Oribicon 2015

⁶ Orbicon 2015



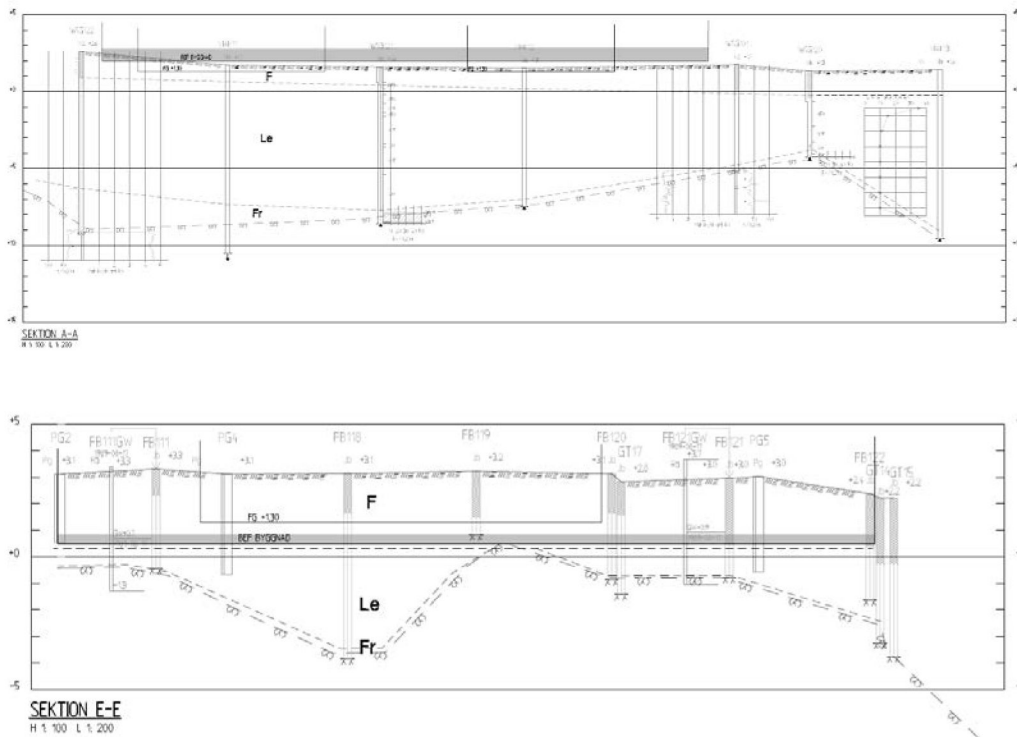
Figur 3-4, Konceptuell modell, frågetecken på bild visar att omfattningen och spridning från Archimedes 1 är osäker. Två sektioner från geoteknik syns i figuren: A-A och E-E

I Figur 3-5 visas en förenklad konceptuell modell av området i en genomskärning från öster till väster.



Figur 3-5. Konceptuell modell av området. Primära exponeringsrisken är inträngning av ånga i byggnad.

Berggrunden inom Masugnen 5 och 7 varierar. Djupet är 10 meter under markytan och som minst runt 1 meter under markytan. Generellt verkar berget vara mindre kuperat i söder, se sektion A-A, Figur 3-6. Sektionernas ungefärliga läge framgår i Figur 3-4.



Figur 3-6. Sektioner från geoteknisk undersökning. Berggrunden verkar vara yttigare samt mer kuperad i norr (E-E) än i söder (A-A). Berggrunden påverkar gv-flödena.

4 Riskbedömning

4.1 Dimensionerande föroreningar

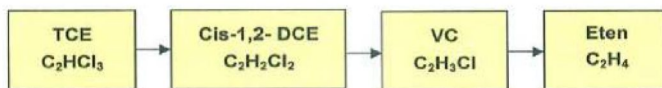
Flera flyktiga klorerade lösningsmedel (CVOC) har påvisats i mark på Masugnen 5 och 7. I Tabell 4-1 nedan redovisas vilka klorerade alifater som påvisats i de medier som provtagits samt en bedömning av vilka föroreningar som förekommer i betydande halter på platsen. I bedömningen har följande beaktats:

- Ämnets uppmätta koncentration i de medier som människor kan exponeras för.
- Om ämnet är giftigt eller cancerframkallande vid långvarig exponering.
- Om ämnet är mycket giftigt vid akut exponering.
- Om koncentrationen av ämnet korrelerar med andra ämnen (t ex förekommer ofta flera av de klorerade ämnena i samma prover).

Tabell 4-1. Förekommande ämnen i provtagna medier med koppling till mark, Små x visar på mycket låga halter och stora X visar på förhöjda halter.

Ämne	Jord	GV Lera	GV Morän	Portluft	Under bef byggnad	Riskfras för cancer ¹⁾
cis-1,2-dikloreten (DCE)	-	x	X	-	-	-
Triklöreten (TCE)	-	x	X	-	-	R45
Vinylklorid (VC)	-		X	-	-	R45

Utifrån tabellen har, cis-DCE, TCE och VC påträffats på fastigheten varav TCE och VC bedöms vara dimensionerande för riskerna. TCE antas vara ursprungsämnen medan övriga påvisade klorerade lösningsmedel är nedbrytningsprodukter av TCE. Figur 4-1 nedan illustrerar hur naturlig nedbrytning av TCE sker under syrefattiga förhållanden, även kallat reduktiv deklorering.



Figur 4-1. Illustration av nedbrytningsförlopp för TCE som det förväntas ske inom området.

De dimensionerande föroreningarnas toxiska egenskaper styrs av de humantoxikologiska lågriskvärden vid långtidsexponering (RfC kronisk >1 år). Lågriskvärden för cancerframkallande ämnen (livstidsexponering) är 1 cancerfall på 100 000 exponerade. Lågriskvärdena är hämtade från Naturvårdsverkets rapport NV5976 avseende vägledning för riskbedömning.

Redovisade lågriskvärden, förutom de som redovisas för cancerrisken, skall betraktas som ofarliga halter, d v s om den mest känsliga individen exponeras för lågriskvärdet är det osannolikt att negativa effekter uppträder. Cancerlågriskvärdena skall tolkas som att om 100 000 individer exponeras för lågriskvärdet under hela sin livslängd drabbas teoretiskt *en* individ för cancer. Försumbar ökad sannolikhet för cancer antas vara 10^{-5} . Ämnens kemiska och fysikaliska egenskaper har hämtats från Naturvårdsverkets rapport 5976 och där data saknas har den hämtats från RAIS (<http://rais.ornl.gov/>) se Tabell 4-2.

Tabell 4-2. CVOC:s kemiska och fysikaliska egenskaper.

Ämne	p (kg/l)	S (mg/l)	H (enhetslös)	Koc (l/kg)
1,1-DCA	1,2	5 040	0,23	32
trans-1,2-DCE	1,3	4 520	0,17	40
cis-1,2-DCE	1,3	6 410	0,17	40
1,1,1-TCA	1,3	1 290	0,70	44 (110 NV)
TCE	1,5	1 280	0,28 (0,4 RAIS)	61 (115 NV)
VC	0,9	8 800	1,14	22

4.2 Beräknade jämförvärden

Relevanta riktvärden saknas för flertalet klorerade lösningsmedel. Naturvårdsverket har publicerat generella riktvärden för jord för några klorerade alifater. Livsmedelsverket har även gränsvärden för dricksvatten för några. Det finns inte några svenska riktvärden som beaktar inträngning av ångor från ett förorenat grundvatten under byggnader. Däremot finns data på vilka nivåer av CVOC som bedöms vara ofarliga för människor att exponeras för under en livstid s.k. RfC värden. Dessa värden har använts för att beräkna riskerna för människors hälsa i en tänkt byggnad. I Tabell 4-3 visas tillämpade RfC-värden. I området uttas inget grundvatten som livsmedel och vatten i moränen bedöms inte komma att användas för bevattning. Därmed bedöms grundvatten inte vara en exponeringskälla för människor.

Tabell 4-3. RfC-värden för utvalda CVOC.

Ämne	RfC	RfC	RfC
	Kronisk USEPA [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	Cancer IRIS [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	WHO [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]
1,1-DCA	500	-	-
trans-1,2-	60	-	200
cis-1,2-DCE	60	-	200
1,1,1-TCA	5000	-	-
TCE	2	23	23
VC	100	2,3	-

4.2.1 Inträngning ånga

För att bedöma riskerna för boende inom området vad gäller inträngning av ånga har riskkvoter beräknats, dvs en sammanvägd risk av samtliga uppmätta CVOC då det antas att det sker en sammanvägd toxikologisk effekt. I beräkningen har data från Tabell 4-3 använts. Värden har beräknats för känslig markanvändning, KM (bostäder), dvs att vistelsetiden inomhus är 100 %. Medelhalter av uppmätta CVOC i vatten (morän) har beräknats och använts. Det innebär att även de högsta uppmätta halterna (SM1 och SM5) som båda är placerade utanför tänkt byggnad är medräknade i medelvärdet. Resultaten från Masugnen 5, norra delen, där inga halter påvisades har inte medtagits i beräkning av medelhalt. Dvs medehalten är beräknad inom "påverkansområdet". Om flera punkter inom opåverkade områden medtas i beräkningen blir resultaten felaktiga. Värden från punkterna SM1, 3, 5, 7 och 1W3 bedöms vara placerade inom samma påverkansområde och användes vid bedömningen av medelhalt/representativ halt.

Beräkningen baseras på den lösta halten av förorening i vatten som sedan avgår till gasfas. Porgashalten beräknas med hjälp av Henrys konstant enligt samma princip som NV beräkningsmodell. För att beräkna halten av klorerade lösningsmedel i byggnaden används en utspädningsfaktor mellan porgasen och inomhusluften. Utspädningen är ämnesspecifik och specifik för varje enskild bostad och varierar dessutom med väderförhållanden. Utspädningen är också beroende på vilket djup det är mellan grundvattenytan och bostadshuset grundläggningsdjup (djupet till det kapillärbrytande/dränerande skiktet). Den generella utspädningsfaktorn i NV:s modell för trikloretylen är ca 1/10 000 och för vinylklorid 1/15 000 vad gäller utspädningen mellan halt i jord och inomhusluft. NV:s modell beräknar utspädningen under förutsättning att förorenat vatten finns ca 0,35 meter under byggandens betongplatta, bostadsutrymmena är ca 100 m² och luften omsätts ca 12 gånger om dygnet. Beräkningen finns på sid 56 i rapport 5976. Utspädningen är beräknad utifrån att förorening finns 0,35 meter under plattan och har en vattenhalt och porositet enligt NV: standardinställning (normaltät jord).

I praktiken kommer ett tätt vattenmättat lerlager finnas mellan plymen och byggnadens grund. Porvatten i lera innehåller inte heller några föroreningshalter av CVOC enligt utförd provtagning. Detta medför att beräkningen är utförd ur ett "worst case" där lera avlägsnas och hus grundläggs på morän. Beräkningen utförs också med en utspädning som motsvarar en enplansbyggnad med en area om 100 m². Skulle en byggnadsarea om 1000 eller 2000 m² ansättas blir utspädningen ännu större.

Riskkvoten beräknas för varje enskilt ämne genom att beräknad halt i inomhusluften divideras med RfC-värdet. Alla ämnens riskkvot summeras för kroniska effekter och för cancerogena effekter. Värdet för cancerogena effekter bör underskrida 1 och värdet för kroniska effekter bör underskrida 0,5 eftersom att utrymme för exponering från andra källor ska finnas. Beräkningen görs utifrån två olika scenarion där utspädningen i ena fallet är 1/10 000 och i det andra 1/5 000, den lägre utspädningen väljs som en känslighetsanalys för att se hur känslig beräkningen är utifrån förändrade föroreningsnivåer eller

utspädningsförhållanden. I ett modernt hus byggt på täta jordlager (lera i detta fall) är ofta utspädningen betydligt större⁷ än 1/10 000. Resultaten redovisas i Tabell 4-4 nedan. I Bilaga 1 ses utdrag från beräkningen och valda ingångsdata.

Tabell 4-4, Beräknade riskkvoter för två olika scenarion för kroniska respektive cancerogena effekter.

Ämne	Kroniska effekter		Cancerogena effekter	
	Utspädning 1/10 000	Utspädning 1/5 000	Utspädning 1/10 000	Utspädning 1/5 000
TCE	0,01	0,028	0,0	0,0
cis-1,2-DCE	0,00	0,01	-	-
VC	0,02	0,0	0,40	0,80
Summa	0,03	0,06	0,40	0,80
Acceptabel risk	<0,5	<0,5	<1	<1

Av tabellen ovan framgår att samtliga sammanvägda riskkvoter för cancerrisker är under 1 och att de kroniska effekterna underskrider 0,5 vilket innebär att riskerna för boende med avseende på inträngande ånga är acceptabla. Beräkningen medför att boendetrymmen kan anläggas på bottenvåningen. Om parkeringsgarage anläggs under bygganden ökar utspädningen mångdubbelt. Beräkningen av riskkvot är utförd utan att någon hänsyn tas till nedbrytning av CVOC som sker under transporten eller under uppehållstiden i byggnaden. Denna nedbrytning är betydande för vinylklorid Publicerade rapporter⁸ styrker detta och arbete med att uppdatera spridningsberäkningar pågår men har inte publicerats än.

4.2.2 Skydd för grundvatten

Inget dricksvattenuttag sker inom fastigheten och nedströms fastigheten ligger Bällstaviken vilket gör att något uttag av dricksvatten nedströms ej kommer bli aktuellt. Halterna i plymen kommer inte spridas långt eftersom dekloreringsgraden är hög. Ett enkelt räkneexempel kan göras för att beräkna jämförvärden för grundvatten för att uppfylla de generella riktvärdena för MKM vad gäller skydd av grundvatten nedströms fastigheten. I enlighet med Naturvårdsverkets beräkningsmodell, motsvarande halva dricksvattenkriteriet, dvs 5 µg/l för TCE och 1000 µg/l för 1,1,1-TCA. För vinylklorid används 0,25 µg/l och för övriga klorerade lösningsmedel där dricksvattenkriterier saknas används 5 µg/l (motsvarande TCE). Avståndet till det skyddsvärda grundvattnet är likt det

⁷ KTH Examensarbete no 320, Stockholm, oktober 2002

⁸ RIVM briefrapport 607711013/2013 A.M. Wintersen | J.P.A. Lijzen | M.R. Ramlal

i modellen dvs 200 m och i denna punkt ska halva dricksvattenkriteriet uppnås. Modellens antagna utspädning av grundvattenplymen antas i modellen vara 47 gånger vilket gör att källstyrkan inom Masugnen 7 bör vara 47 gånger högre än halva dricksvattenkriteriet vilket ger värden enligt Tabell 4-5.

Tabell 4-5, beräknade jämförvärden skydd av grundvatten samt uppmätta halter ($\mu\text{g/l}$).

Ämne	GV-skydd (200 m nedströms)	Uppmätt medelhalt i djupt GV (baserat på 9 prover)	Uppmätt max halt djupt GV	Maxhalter i ylligt vatten Ovan moränen
cis-1,2-dikloreten (DCE)	240	7,5	36,4	<1
Triklloreten (TCE)	240	0,24	0,14	0,5
Vinylklorid (VC)	120	8,8	24,3	<1

Av tabellen ovan framgår att halter i grundvatten under leran samt ovan leran underskrider beräknade jämförvärden.

4.2.3 Skydd för Ytvatten

För ytvatten finns miljö kvalitetsnormer⁹ framtagna för tetrakloretylen och triklöretylen. Dessa redovisas i Tabell 4-6.

Tabell 4-6, MKN för ytvatten jämförda med uppmätta halter i grundvatten ($\mu\text{g/l}$).

Ämne	MKN	Uppmätt medelhalt i djupt GV (baserat på 9 prover)	Uppmätt max halt djupt GV	Maxhalter i ylligt vatten Ovan moränen
Tetrakloretylen (PCE)	10	<0,1	<0,1	<0,1
Triklöretylen (TCE)	10	0,24	0,14	0,5

Av tabellen ovan framgår att halter i grundvatten under leran samt ovan leran underskrider MKN-för ytvatten. Någon negativ miljöpåverkan på ytvatten med avseende på CVOC bedöms därmed inte uppstå.

⁹ Europaparlamentets och rådets direktiv 2008/105/EG

5 Bedömning

Utifrån beräknade riskkvoter, sammanvägda riskkvoter och beräknade jämförvärden för skydd av grundvatten samt jämförandet mot MKN bedöms det idag:

- Att hälsorisker och miljörisker för den påvisade föroreningen av klorerade lösningsmedel i grundvattnet är acceptabla.
- Bostäder kan uppföras på marken och boendetrymmen kan inhysas i bottenplan (platta på mark).
- Lerlagret kan penetreras av pålar eller schaktas bort.
- Småhus kan byggas (villor, radhus) och även större hyreshus, föroreningar i grundvattnet begränsar inte val eller utformning av bostäder.
- Planerad byggnad kommer ha ett parkeringsgarage om ca 2 600 m³ under boendetrymmena, se Bilaga 2. Detta gör att utspädningen mellan porgas och inomhusluft för denna byggnad blir mycket stor, över 1/100 000.
- Idag hindrar lerlagret ångor att nå markytan. Att lerlinsen är tät bekräftas av utförda porgasundersökningar.
- Då föroreningskällan sannolikt är belägen utanför Masugnen 5 och 7 medför inte heller uppförandet av bostäder inom Masugnen ett hinder för framtida saneringar av källområdet. Dagens bedömning är att om källstyrkan minskas i källområdet (åtgärd av källområdet) kommer halterna i plymområdet och även då Masugnen 5 och 7 att minskas.

5.1 Slutsats

Källområdet är sannolikt beläget utanför Masugnen 5 och 7. Undersökningar¹⁰ av Archimedes 1 tyder på att källområdet är placerat inom eller i nära anslutning till den fastighetens södra delar. Att källområdet inte har avgränsats och karakteriserats i detalj innebär en viss osäkerhet för de riskbedömningar som utförs nedströms källområdet. Detta då det finns en osäkerhet om halterna kommer öka eller minska över tid, mängden förorening som sprids är föränderlig över tid.

Utförd riskbedömning för Masugnen 5 och 7 har en tillräcklig marginal för att kunna tolerera dessa variationer, halterna inom Masugnen kan öka till mer än det dubbla utan att miljö eller hälsorisker blir oacceptabla. Om byggnad uppförs enligt Bilaga 2 finns en mycket stor säkerhetsmarginal med avseende på hälsorisker vilket gör att osäkerheterna gällande föroreningskällan blir av marginell betydelse.

¹⁰ Orbicon 2015

VÄSTERÅS 2018-04-11
WESCON MILJÖKONSULT AB

Uppdragsledare



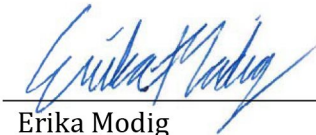
Petter Wetterholm

Granskad av



Tommy Binbach

Handläggare



Erika Modig

Bilagor

Bilaga 1 Beräkning av riskkvot

Bilaga 2 Ritningar källarplan Masugnen 7

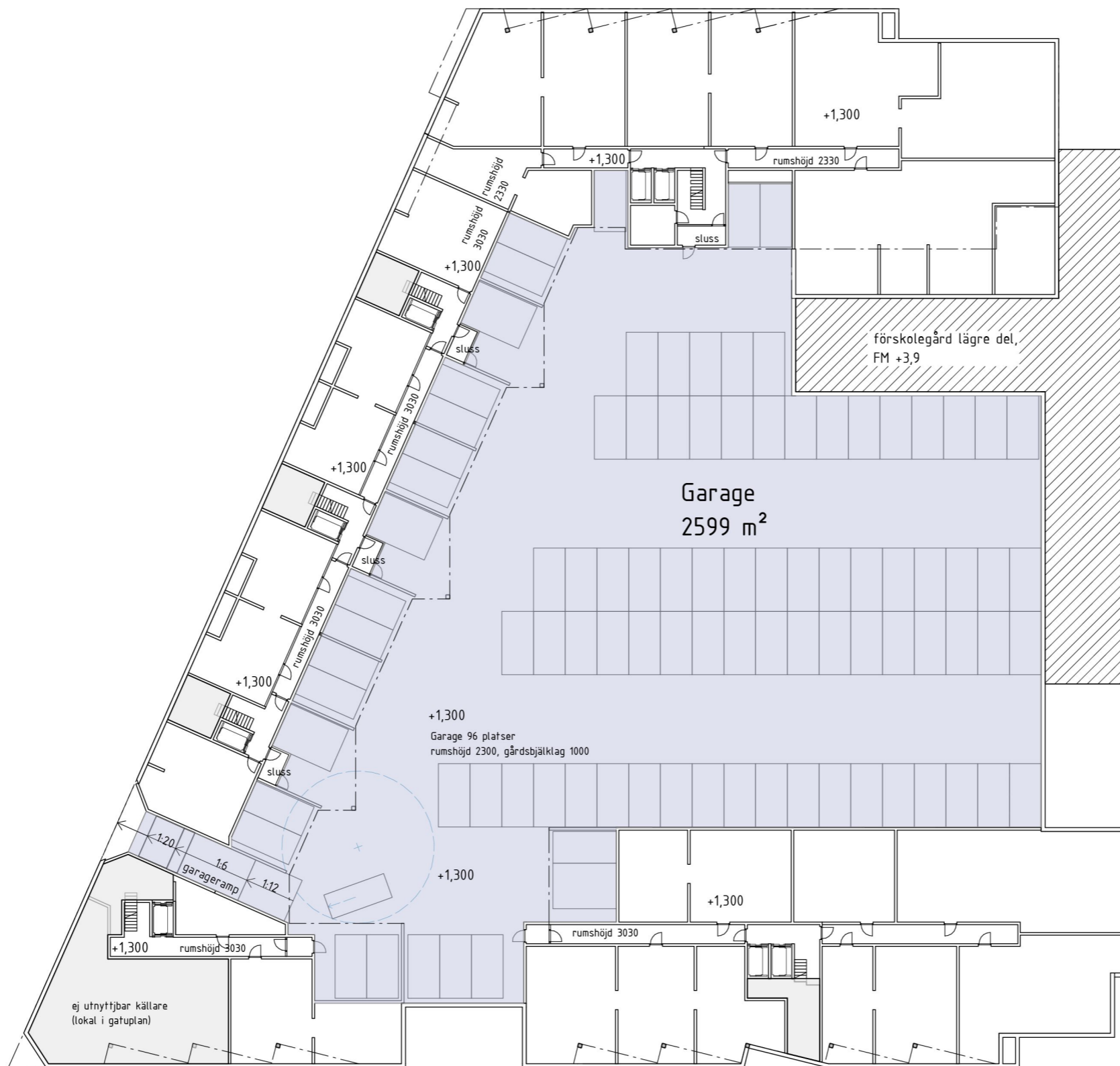
Bilaga 1 Beräkning av riskkvot

Konservativa beräkningar avssende riskkvoter av ånginträning i bostäder Masugnen 7

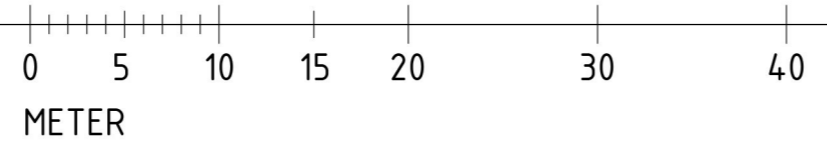
Ämne	RfC cancer (ug/kbm)	RfC kronisk (ug/kbm)	Repr halt i gv (ug/l)	H (dimlös)	Utspädning till inomhusluft (ggr)	Halt i inomhusluft (ug/kbm)	RfC cancer jämförvärde (1/1 vistelse)	RfC kronisk jämförvärde (1/1 vistelse, 50%bakgrund)	Riskkvot cancer	Riskkvot kronisk		
PCE		40	200			0,72	10000	0	40	20	0,0	0,0
TCE		23	2	0,5	0,28	10000	0,014	23	1	0,0	0,01	
cis-1,2-DCE	x		60	8,5	0,17	10000	0,1445	X	30		0,0	
trans-1,2-DCE	x		60		0,17	10000	0	X	30		0,0	
VC		2,3	100	7,6	1,14	10000	0,8664	2,3	50	0,38	0,0	
1,1,2-TCA		0,6	0,2		0,04	10000	0	0,6	0,1	0,0	0,0	
1,1,1-TCA			800		0,7	10000	0	X	400		0,0	
1,1-DCA			500		0,23	10000	0	X	250		0,0	
1,2-DCA		4	7		0,03	10000	0	4	3,5	0,0	0,0	
Diklormetan		50			0,086	10000	0	50	X	0,0		
									Summa canc	0,38		
									Summa kron		0,0	

Ämne	RfC cancer (ug/kbm)	RfC kronisk (ug/kbm)	Repr halt i gv (ug/l)	H (dimlös)	Utspädning till inomhusluft (ggr)	Halt i inomhusluft (ug/kbm)	RfC cancer jämförvärde (1/1 vistelse)	RfC kronisk jämförvärde (1/1 vistelse, 50%bakgrund)	Riskkvot cancer	Riskkvot kronisk		
PCE		40	200			0,72	5000	0	40	20	0,000	0,000
TCE		23	2	0,5	0,28	5000	0,028	2	1	0,014	0,028	
cis-1,2-DCE	x		60	8,5	0,17	5000	0,289	X	30		0,010	
trans-1,2-DCE	x		60		0,17	5000	0	X	30		0,000	
VC		2,3	100	7,6	1,14	5000	1,7328	2,3	50	0,753	0,035	
1,1,2-TCA		0,6	0,2		0,04	5000	0	0,6	0,1	0,000	0,000	
1,1,1-TCA			800		0,7	5000	0	X	400		0,000	
1,1-DCA			500		0,23	5000	0	X	250		0,000	
1,2-DCA		4	7		0,03	5000	0	4	3,5	0,000	0,000	
Diklormetan		50			0,086	5000	0	50	X	0,000		
									Summa canc	0,77		
									Summa kron		0,07	

Bilaga 2 Ritningar källarplan Masugnen 7



SKALA 1:400



Masugnen 7

Källarplan

2018-01-12

A711

Bilaga 2 Riskbedömning Strandremsa

Masugnen 5 och 7, Bromma Sammanfattning av mark-, grundvatten och sedimentföroreningar samt dess risker för hälsa och miljö.

Uppdragsnummer: 212-001

Wescon
miljökonsult

Masugnen 5 och 7, Bromma
Rapport, riskbedömning strandremsa
Kundnummer: 1013
Uppdragsnummer: 212-001

Masugnen 5 och 7, Bromma

PM – Rapport, riskbedömning strandremsa

1 Inledning och bakgrund

JM AB och Skanska planerar att uppföra bostäder inom fastigheten Masugnen 5 och 7. För närvarande pågår ett detaljplanearbete för detta område. Det är sedan tidigare känt att marken förorenats av industriell verksamhet.

Markundersökningar har visat på förhöjda halter av främst tungmetaller i fyllningen men också förekomst av och CVOC i grundvatten.

Föroreningsituationen i sedimenten i del av Bällstaviken har också undersökts.

Vid markundersökningar har föroreningar i jord påvisats inom båda fastigheterna men framför allt utmed strandremsan inom Masugnen 5. Vilka hälso- och miljörisker dessa föroreningar utgör utreds i detta PM.

2 Uppdrag och syfte

Wescon Miljökonsult AB har på uppdrag av JM AB genomfört en miljö- och hälsoriskbedömning av de förorenade jordmassorna som förekommer i strandremsan utmed fastigheterna Masugnen 5 och 7. Syftet med riskbedömningen är att bedöma vilka föroreningsnivåer som är acceptabla utifrån miljö och hälsa vid ett scenario där området används för bostadsändamål utifrån det pågående planarbetet.

2.1.1 Organisation

I uppdraget har följande personer medverkat

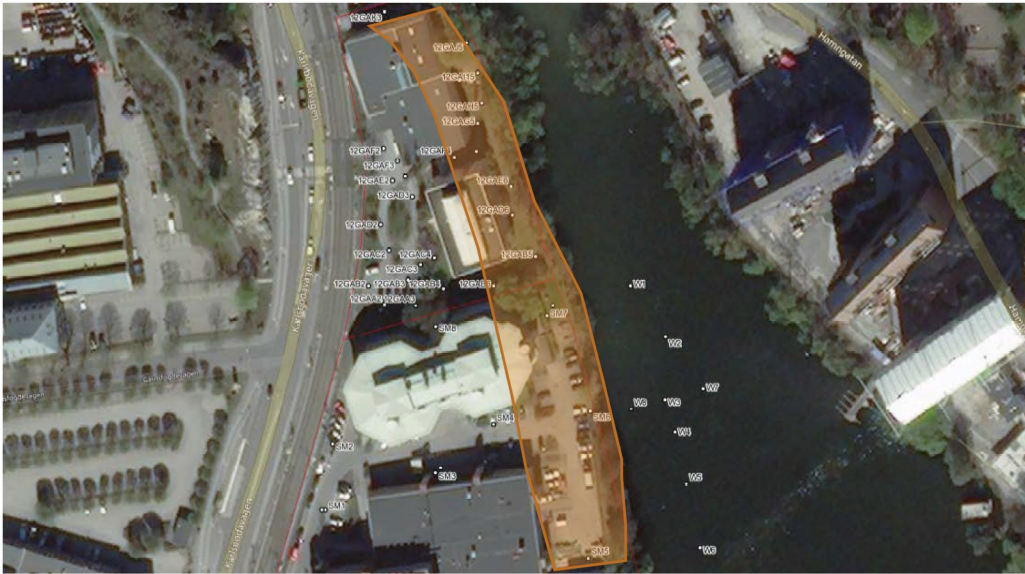
Namn	Företag	Ansvar och uppgifter
Petter Wetterholm	Wescon Miljökonsult AB	Uppdragsledare, rapportskrivning
Erika Modig	Wescon Miljökonsult AB	Handläggare, GIS och illustrationer.
Erica Tallberg	Wescon Miljökonsult AB	Granskning

2.2 Avgränsning

Riskbedömningen omfattar tungmetaller och PAH:er som förekommer i jord inom strandremsan på fastigheterna Masugnen 5 och 7. Området som är aktuell visas i Figur 2-1. Inom fastigheterna förekommer klorerade alifater men dessa har riskbedömts separat, se PM Riskbedömning klorerade alifater Masugnen 5 och 7 av Wescon Miljökonsult, 2018.

Som underlag till riskbedömningen har följande rapporter använts:

- Golder 2012-11-22 – Miljöteknisk markundersökning, Masugnen 5 i Stockholm
- Geosigma 2012-03-30 – Förstudie – geoteknik, hydrologi, dagvatten och miljöföroreningar, Ulvsunda industriområde, programsamråd.
- Structor 2013-02-01 – Miljöbedömning avseende Masugnen 7
- Structor Miljöteknik AB 2016-12-28 - Översiktlig markundersökning av Masugnen 7

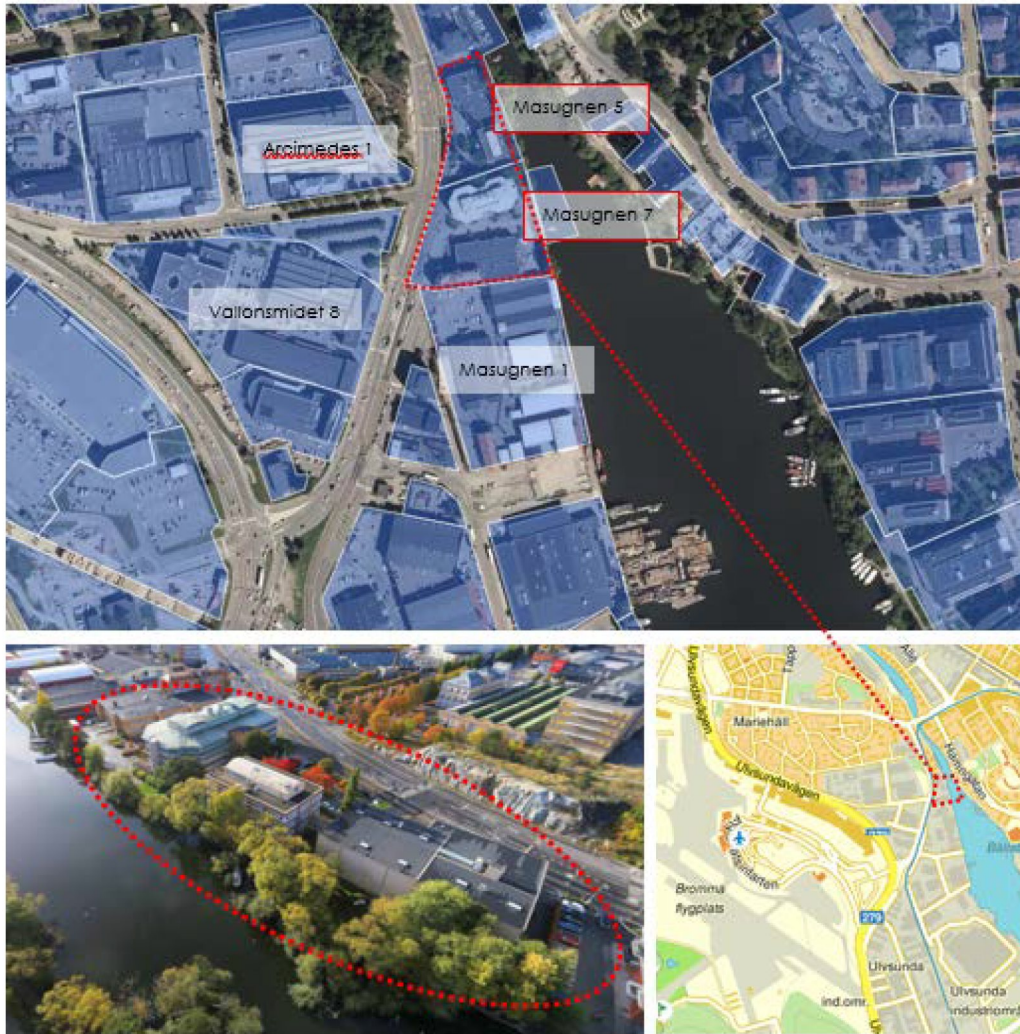


Figur 2-1 Strandremsan utmed Masugnen 5 och 7 som omfattas av riskbedömningen, markerat med orange. Området utgörs till stor del av fyllnadsmassor med varierande föroreningsinnehåll.

3 Objektbeskrivning

Fastigheten Masugnen 5 och 7 är belägen i Norra Ulvsunda, Bromma.

Fastigheterna har en total area om av 16 850 m² varav den större, Masugnen 7, har en area om 10 900 m², se Figur 3-1.



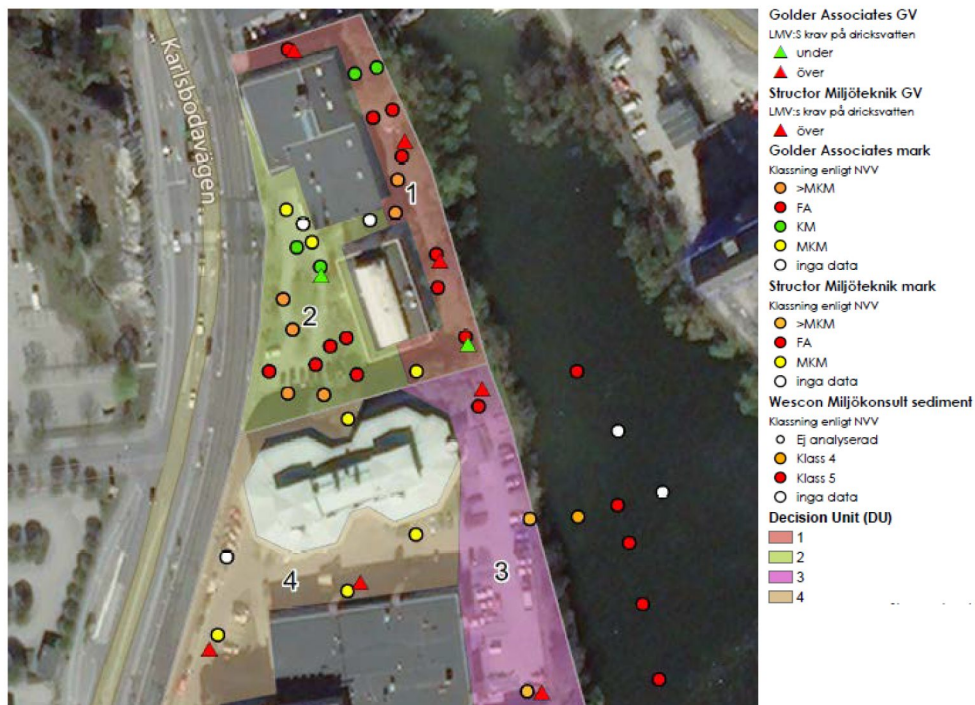
Figur 3-1 Masugnen 5 och 7. Nedre vänstra bilden visar de byggnader som idag är upprättade på Masugnen 5 och 7 (vy från N mot S).

4 Föroreningsituation

Masugnen 5 och 7 har varit föremål för ett flertal miljötekniska markundersökningar. De utförda undersökningarna och dess resultat har sammanställts i Figur 4-1. I figuren redovisas samtliga undersökta punkter som kommit Wescon till känna. I figuren redovisas också den föroreningsnivå som uppmättes i samband med dessa undersökningar.

Generellt är fyllningen förorenad av tungmetaller och PAH. Det förekommer även petroleumföroreningar inom både Masugnen 5 och 7, men utbredningen av dessa är betydligt mindre än tungmetallföroreningen. Tungmetaller kommer vara den dimensionerade föroreningen. Förorenad fyllning inom Masugnen 7 kan främst påvisas i strandkanten. Det är också där som fyllning med störst mäktighet påträffas, ca 3 meter. Under fyllningen påträffas generellt lera. Området har delats in i fyra olika delområden, Decision Unit (DU). Inom Masugnen 7 påträffas främst metallhalter i nivån strax över MKM i strandremsan (DU3) medan fyllning längre in på fastigheten är i nivån om KM-MKM (DU4). Antalet delprover inom de redovisade DU på Masugnen 7 är låg men bedöms som tillräcklig för att i dag kunna bedöma områdets lämplighet för bostadsändamål och behov av åtgärder i samband med bostadsbyggande utifrån marföroreningssynpunkt.

Inom Masugnen 5 förekommer fyllning med betydligt högre halter av tungmetaller. Inom strandremsan (DU1) är medelhalten av tungmetaller ca 10 x MKM. För området längre in på fastigheten (DU2) är halterna lägre, ca 2 x MKM.



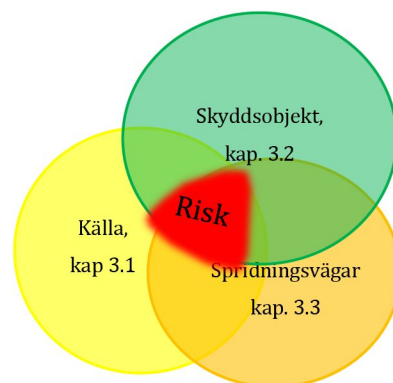
Figur 4-1 Samtliga provtagningspunkter samt föroreningsnivå inom Masugnen 5 och 7

En sammanställning av föroreningshalterna för respektive egenskapsområde (DU) redovisas i bilaga 1.

5 Riskbedömning

Riskbedömningen delas in i hälsoriskbedömning och miljöriskbedömning. I avsnitt 6 genomförs en sammanvägning av miljö- och hälsoriskerna.

En risk uppstår när det finns en föroreningskälla som kan spridas till ett skyddsobjekt, som i sin tur kan påverkas negativt av denna spridning, se figur 5-1.



Figur 5-1, En risk förekommer när en föroreningskälla finns och kan spridas till skyddsobjekt som kan ta skada

Denna riskbedömning har avgränsats till att omfatta hälso- och miljörisker kopplade till föroreningar inom strandremsan (DU1 och DU3) på fastigheterna Masugnen 5 och 7.

5.1 Skyddsobjekt

Aktuella skyddsobjekt vid kv. Masugnen är de människor som kommer att bo i kvarteret eller de som tillfälligtvis besöker det. Eftersom området planeras att ställas om till bostäder bedöms människor vistas inom området 365 dagar/år.

Skyddsobjekt är även de vattenlevande organismer, djur och ytvatten som finns intill fastigheten samt även det markecosystem som behöver finnas inom området för att kunna upprätthålla en fungerande¹ markmiljö.

¹ Beskrivs sammanfattande av NV som " Skyddet för markmiljö bygger på att det förorenade områdets funktioner ska kunna upprätthållas"

Grundvattenuttag sker inte på fastigheten i dag. Att i framtiden använda grundvatten inom fastigheten som dricksvatten bedöms inte vara möjligt främst av två anledningar:

- Låg tillrinning i jordlagren, även moränen.
- Risk för saltinträngning från Bällstaviken (höga klorid och natriumhalter)

Enligt Naturvårdsverkets vägledning² framgår att detta är exempel på omständigheter som gör att skyddsvärdet för just detta grundvatten utifrån dricksvattenkvalitet inte är motiverat.

Miljörisker för vattenlevande organismer i Bällstaviken är det primära skyddsobjektet för vatten. Utströmmande grundvatten/markvatten ska inte skada vattenlevande organismer i Bällstaviken.

5.1.1 Konceptuell modell

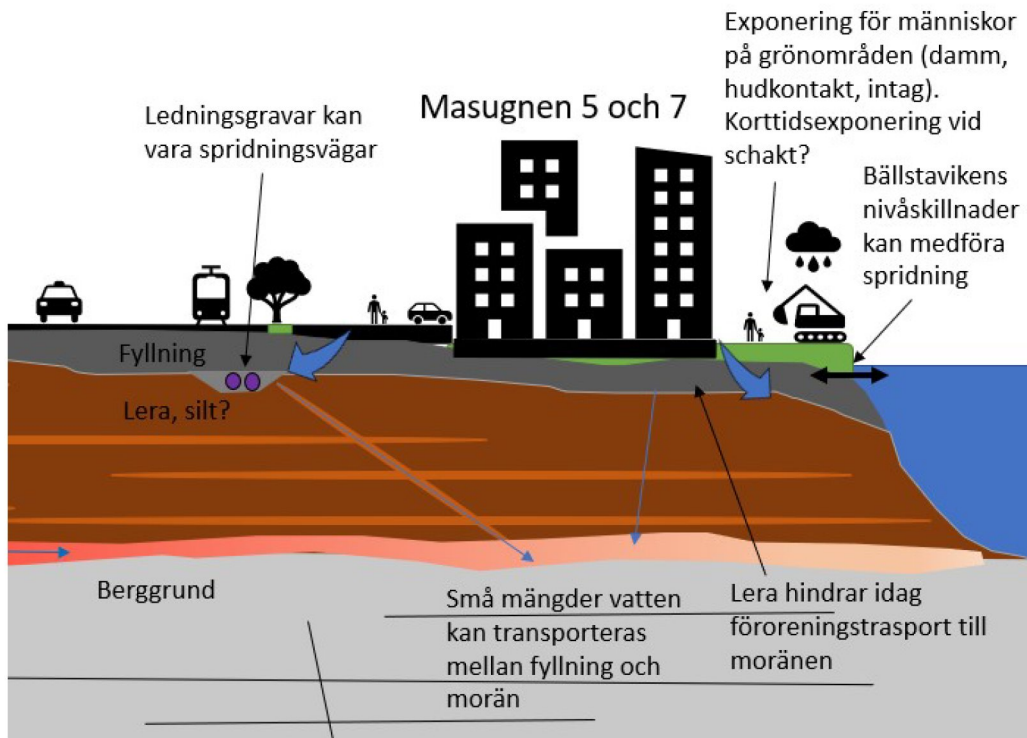
De huvudsakliga spridningsvägarna inom området är via vatten. Antingen genom att nederbörd infiltrerar genom fyllningen och avrinner till recipienten (Bällstaviken). Eller så är Bällstaviken i sig en spridningsväg då ytvattennivåer kan variera och dessa variationer gör att vatten strömmar in och ut ur fyllningen i strandkanten³. Spridning kan även ske via erosion och då främst i strandzonen.

Spridning från förorenad fyllning ner till underliggande morän och grundvatten i moränen kan ske men är sannolikt mycket begränsad. Dels genom att vattentransporten genom leran är långsam samt att lösta metaller binds till lerpartiklar. Leran verkar som ett "filter" och filtrerar vattnet innan det når moränen. Av utförda undersökningar verkar lera finnas under fyllningen inom hela Masugnen 7 samt utmed hela strandzonen på Masugnen 5.

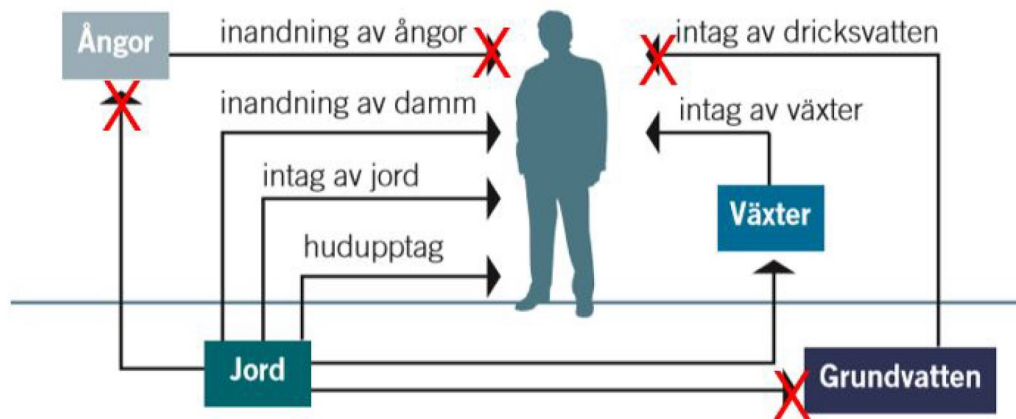
Exponering av förorenade massor för människor bedöms främst ske vid markarbeten eller från ytligt belägen jord inom grönområden. De främsta exponeringsvägarna är intag av jord samt inandning av damm. I Figur 4-2 och Figur 4-3 visas konceptuella modeller över spridningsvägar och exponeringsförutsättningar inom området samt vilka exponeringsvägar som bedöms relevanta för hälsoriskbedömningen.

² NV rapport 5976 sid 77

³ Golder 2012



Figur 5-1 Konceptuell modell för Masugnen 5 och 7 i tvärsnitt från väst till öst.



Figur 5-2 Konceptuell modell och avgränsning av exponeringsvägar i hälsoriskbedömningen

5.2 Hälsoriskbedömning

Möjliga intagsvägar har avgränsats till oralt intag, hudupptag samt inandning av damm, se sammanfattande konceptuell modell för exponering för människor i Figur 5-2. De exponeringsförutsättningar som råder redovisas under avsnitt 5.3.

5.3 Exponering

Som underlag och utgångspunkt för hälsoriskbedömningen har Naturvårdsverkets vägledningsmaterial om förorenade områden använts. Indata och formler härrör om inte annat angetts från Naturvårdsverkets handbok 5976.

5.3.1 Ändring i modellparametrar

Beräkningar av den dos (både för effekter av kort tids exponering samt kroniska effekter) som människor utsätts för vid tillfälliga eller regelbundna besök har utförts.

Naturvårdsverkets indata för områden för känslig markanvändning, KM, har använts som utgångspunkt för exponeringsberäkningarna för den ytliga jorden 0–1 meter. Nivån 0–1 meter ger en fullständig riskreduktion av riskerna gällande kroniska intag av jord, hudkontakt och inandning damm för människor. Intervallet 0–1 meter är också en nivå som är enkel att schakta bort och om grönytor anläggs finns utrymme att anlägga skelettjord eller lämpliga växtbäddar för grönområden. Följande intagsvägar har justerats vid beräkningen:

- Intag av grönsaker (1 % i stället för 10 %) då det inte är rimligt att människor kommer få stor del av sin föda via ett gångstråk längs vattenlinjen
- Intag av dricksvatten (0 %) enligt tidigare motivering, se 5.1.1
- Exponering genom intag av fisk från området antas ingå i exponering andra källor (Undersökt område är för litet för att enskilt påverka föroreningshalten i fisk i Bällstaviken, likande halter bedöms finnas i fisk i hela Mälaren)
- Inandning ånga (0 %) då strandlinjen är allmän platsmark som ej bebyggs samt att intilliggande hus anläggs med parkeringsgarage.

För djupare jord (>1 meter) har Naturvårdsverkets indata för områden mindre känslig markanvändning, MKM använts som utgångspunkt för exponeringsberäkningarna.

Följande intagsvägar har justerats vid beräkningen >1 meter:

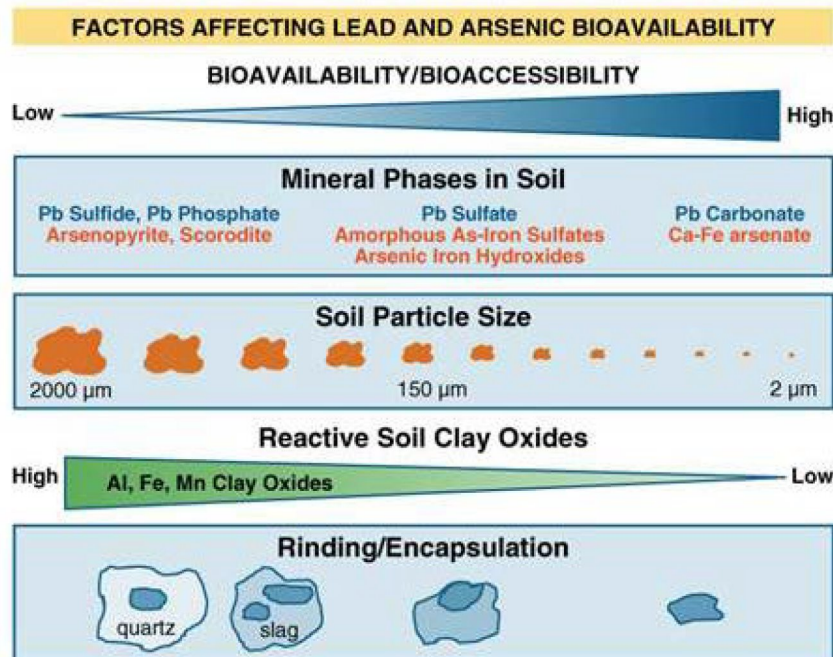
- Exponering sker vid eller i samband med markarbeten under 20 dagar per år, gäller både vuxna och barn

5.4 Biotillgänglighet

Vid framtagande av riktvärden utgår Naturvårdsverket från antagandet att 100% av ämnet i jorden tas upp av människor vid oralt intag och inandning av damm samma antagande görs för jordlevande djur (=100% biotillgänglighet)⁴. Ett ämne

⁴ NV rapport 5976

först kan räknas som biotillgängligt när det har nått den plats i kroppen där det ger effekt, detta kallas absoluta biotillgängligheten, och är mycket svår att mäta/analysera. Den relativa biotillgängligheten är en benämning av den mängd föroreningar som kan lösas i kroppsvätska. I Figur 5-3 redovisas de generella sambandet mellan olika kemiska och fysikaliska förutsättningar som påverkar biotillgängligheten för bly och kvicksilver.



Figur 5-3 Sambandet mellan kemiska och fysikaliska förutsättningar som påverkar biotillgängligheten för bly och kvicksilver. (fig från <https://bcs-1.itrcweb.org>)

Omfattande studier gällande biotillgängligheten för bly och arsenik i Europa och USA har föranlett att US EPA har valt att justera den generella biotillgängligheten för arsenik och bly till 60 % istället för 100 % för att få mer tillförlitliga riskbedömningar⁵. Att modellen använder 100 % biotillgänglighet gör att riskerna överskattas. Beräkningar i denna riskbedömning använder 100 % biotillgänglighet.

5.5 Beräknade riktvärden för hälsorisker

I Tabell 5-1 redovisas beräknade platsspecifika hälsoriskbaserade riktvärden för allmän platsmark. I tabellen redovisas de olika exponeringsvägarna samt korttidsexponering och långtidseffekter. Det ska påpekas att mycket höga halter av metaller kan förekomma utan att hälsorisker uppstår. Andra skyddsobjekt än

⁵ OSWER 9200.1-113, US EPA 2012 och Integrated Exposure Uptake Biokinetic Model for Lead in Children Version 1.1

människors hälsa kan komma att justera ner dessa värden i den sammanvägda bedömningen.

Tabell 5-1 Beräknade platsspecifika hälsoriskbaserade riktvärden för yttjord (0–1 m) inom allmän platsmark. Enhet mg/kg TS. Ett streck (-) innebär att data saknas.

Ämne	Intag jord	Hudkon. jord/damm	Inandn damm	Intag växter	Hälsa långtids eff.	Korttid s exp.	Akut-toxicitet	Justerat riktvärde
As	4,8	33	360	28	3,6	-	100	10 ⁶
Pb	88	3 200	5 300	2 700	81	600	-	81
Cd	9	3 300	53	14	5	250	-	5
Co	88	3 200	2 700	300	65	-	-	65
Cu	31 000	ej begr.	27 000	28 000	9 500	-	-	9 500
Cr	94 000	ej begr.	ej begr.	ej begr.	84 000	-	-	84 000
Hg	5,8	210	2 100	7,6	3,2	-	-	3,2
PAH-L	1 900	5 300	80 000	1 600	740	-	-	740
PAH-M	330	540	320	340	92	-	-	92
PAH-H	6,6	11	32	17	3	300	-	3

Av tabellen ovan framgår att arsenik och bly tillsammans med PAH:H kommer vara de dimensionerande ämnena för en eventuell åtgärd. Styrande för bly och arsenik är intag av jord men där hälsoriskerna har vägts samman.

När det är hälsa och långtidseffekter som är styrande så är det en sammanvägning av samtliga exponeringsvägar inklusive exponeringen från andra källor än det förorenade området.

I tabell 5-2 redovisas beräknade platsspecifika hälsobaserade riktvärden för djupare jord (>1m) för allmän platsmark. I den djupare jorden beaktas inte intag av växter.

Tabell 5-2 Beräknade platsspecifika hälsoriskbaserade riktvärden för djupjord (>1 m) för allmän platsmark. Enhet mg/kg TS. Ett streck (-) innebär att data saknas.

Ämne	Intag jord	Hudkon. jord/damm	Inandn damm	Hälsa långtids eff	Korttid s exp.	Akut-toxicitet	Justerat riktvärde
As	180	440	20 000	130	-	100	100
Pb	2 400	48 000	290 000	2 300	600	-	600

⁶ Justerat mot bakgrundshalt

Ämne	Intag jord	Hudkon. jord/damm	Inandn damm	Hälsa långtids eff	Korttids exp.	Akut-toxicitet	Justerat riktvärde
Cd	250	49 000	2 900	230	250	-	230
Co	2 400	48 000	150 000	2 200	-	-	2 200
Cu	860 000	ej begr.	ej begr.	520 000	-	-	520 000
Cr	ej begr.	ej begr.	ej begr.	ej begr.	-	-	ej begr.
Hg	160	3 100	120 000	150	-	-	150
PAH-L	51 000	79 000	ej begr.	31 000	-	-	31 000
PAH-M	13 000	7 100	18 000	3 600	-	-	3 600
PAH-H	250	140	1 800	85	300	-	85

Av tabellen ovan framgår att bly kommer att vara den dimensionerade föroreningen för en eventuell åtgärd för djupare jord med avseende på hälsorisker. Den styrande exponeringsvägen för bly är s.k. korttidsexponering. Dvs att en större mängd jord (10 g) intas vid ett tillfälle, tex ett litet barn som tar en del jord och stoppar i munnen (pica-beteende). För arsenik är akut-toxicitet styrande, dvs att ett litet barn som vid ett tillfälle får i sig 5 g jord inte ska riskera att drabbas av akuta negativa effekter. Denna exponeringsväg är svår att utesluta då ett eventuellt schaktarbete innebär att jord finns tillgänglig för denna typ av exponering.

När det är hälsa och långtidseffekter som är styrande så är det en sammanvägning av samtliga exponeringsvägar inklusive exponeringen från andra källor än det förorenade området.

5.6 Miljöriskbedömning

5.6.1 Ytvatten

För att bedöma om miljörisker föreligger för intilliggande ytvatten görs bedömningen mot de uppmätta halterna i grund/markvatten inom det förorenade området. För jämförelse har medelhalter av samtliga uppmätta halter i grundvattnet inom strandremsan använts. Dessa har sedan jämförts med följande riktvärden:

- Naturvårdsverkets haltkriterier för ytvatten⁷. Dessa haltkriterier baserar sig i första hand på risken för miljöeffekter. För metaller och långlivade organiska

⁷ Naturvårdsverket rapport 5976

ämnen baseras de på avvikelser från normalt förekommande halter. I de flesta fall är haltkriterierna för ytvatten lägre än kriterierna för grundvatten.

- USEPA:s⁸ (Naturvårdsverkets motsvarighet i USA) framtagna kriterier för kroniska effekter i ytvatten som syftar till att skydda det akvatiska livet.

Vatten från området blandas med vattnet i recipienten. För att göra en konservativ bedömning används ett scenario för spädning. Spädning 1/100 använd som generell utspädning för mindre vattendrag i ex SPI:s⁹ och kan vara lämplig att bedöma effekter på organismer som lever just i utströmningszonen av grundvatten. Bällstaviken är ett stort vattendrag och en betydligt större utspädning kommer att ske i verkligheten, i Tabell 5-3 redovisas värdena.

Tabell 5-3 Jämförelse mellan grundvattenhalter och jämförelsevärden samt jämförelse vid olika utspädningar. Halterna anges i µg/l om inte annat anges.

Ämne	MKN Filtrerad halt i ytvatten	EPA R4 Chronic Salt Water Screening Benchmark ¹⁰	Medelhalt Masugnen	Vända trend för GV ¹¹	Medelhalt Spädning 1/100
As		36	2,6	-	0,026
Cd	0,09***	9,3	0,2	-	0,002
Co		-	8,4	-	0,084
Cu	0,5*	2,9	3,4	1 mg/l	0,034
Cr tot	3,4**	103	0,7	10	0,007
Hg*		0,025	<0,002	-	<0,002
Ni	4*	8,3	10	10	0,1
Pb	1,2*	8,5	1,8		0,018
Zn	5,5*	86	137	-	1,37

*avser beräknad biotillgänglig halt dvs ej samma som filtrerad totalhalt.

**avser halt Cr⁶⁺.

*** Klass 3 50-100 mg/l CaCO

⁸ EPA: Region 4 Ecological risk assessment supplemental guidande

⁹ Svenska petroleuminstitutet 2012

¹⁰ EPA: Region 4 Ecological risk assessment supplemental guidande, Table 1a.

¹¹ Riktvärden och utgångspunkter för att vända trend i tabellen motsvarar de värden som anges i Bilaga 1 och Bilaga 3 till SGU:s föreskrifter om miljö kvalitetsnormer och statusklassificering för grundvatten (SGU-FS 2013:2)

Av tabellen ovan framgår att markvatten/grundvatten som står i direktkontakt med de förorenade massorna uppvisar halter som överskrider jämförvärden för kroniska effekter på vattenlevande organismer för nickel och zink. Hur stor andel av de uppmätta halterna av zink, bly och nickel som är biotillgängliga i grundvattnet är dock inte känt. Dock krävs en mycket liten utspädning av grundvatten med ytvatten för att underskrida jämförvärdet. Redan vid en spädning om 1/10 underskrids jämförvärdet för negativa effekter vilket innebär att det akvatiska livet i strandzonen där grundvatten strömmar ut inte påverkas negativt då spädning om minst 1/10 uppstår mycket snabbt.

Vattenflödena som passerar de förorenade massorna har beräknats enligt NV:s förenklade beräkningsformel utifrån nederbörd inom ett område som är 200 meter långt och ca 60 meter brett. Generell infiltration har justerats ned till 50 mm/år då mer än hälften av ytorna är hårdgjorda, och regnvatten leds bort via dagvattenledningar. Detta ger att ca 600 m³ vatten infiltrerar eller rinner uppströms genom de förorenade massorna. Mängden vatten som sköljer in från Bällstaviken är svår att uppskatta. Medelnivån sedan år 1990 är +417,7 (Mälarens höjdsystem) och den genomsnittliga maximala variationen är 68 cm under ett år.

Vattenutbytet kan beräknas utifrån nivåskillnader, tidsenhet (antal variationer per år), area av fyllningen som påverkas och porositeten i fyllningen. Nedan redovisas antaganden för Masugnen.

För varje tidsenhet (vi ansätter att max/min sker 3 gånger per år samt att en variation om 10 cm sker två gånger per vecka baserat på mätning utförd av Golder 2012 på Masugnen 5) beräknas den absoluta vattenvolymförändringen (|dV|) i fyllningen som sjönivåförändringen (dh) gånger fyllningens yta (A) multiplicerat med fyllningens porositet (n). Totalt vattenutbyte per år beräknas genom att summera vattenvolymförändringen för varje tidsenhet under året delat med två.

$$|dV| = dh \cdot A \cdot n$$

Fyllningens yta som påverkas av sköljning av sjövattnet A = 3000 m² (antar att vattenutbyte sker i första 15 m från strandlinjen)

Fyllningens porositet (antalet värde) n = 0,3

Vattenutbyte/år:

$$V_{\text{år}} = \frac{1}{2} \cdot \sum |dV|$$

Detta ger att ca 5 000 m³ (om dubbelt så frekvent nivåförändring sker än antaget blir utbytet ca 10 000 m³) vatten sköljer in och ut i strandzonen varje år jämfört med ca 600 m³ som infiltrerar genom fyllningen. Beräknat tillskott av metaller p.g.a. förorenad fyllning kan ses i Tabell 5-4 nedan och en jämförelse görs mot tillskott av metaller¹² från dagvatten som kommer från en 1 km x 15 meter bred vägsträcka med >5000 fordon/dygn ex Karlsbodavägen.

¹² PM WRS Åtgärdsnivå för dagvatten i Stockholm 2016, Stockholm Vatten, Stockholms stad

Tabell 5-4 Beräknad metalltransport från Masugnen 5 och 7 genom infiltrerande nederbörd samt sköljning av strandzonen (5 000 m³) jämfört med metalltransport från en bilväg via avrinning av dagvatten till Bällstaviken (kg/år).

Ämne	Nederbörd	Sköljning	Karlsbodavägen
As	0,0016	0,015	-
Cd	0,0001	0,0011	-
Co	0,005	0,05	-
Cu	0,002	0,02	0,4
Cr tot	0,0004	0,004	
Ni	0,006	0,06	
Pb	0,001	0,01	
Zn	0,082	0,77	0,9

Bällstaviken har en vattenvolym om 11 miljoner m³ enligt VISS och den kemisk statusen för zink, bly eller nickel är enligt VISS god. Uppmätta halterna¹³ i Bällstaviken av bly var 0,017 µg/l, den biotillgängliga kopparhalten var 0,19 µg/l och nickel 2,4 µg/l samt zink 3,44 µg/l. Därav görs bedömningen att fyllnadsmassorna som finns inom Kv. Masugnen har en acceptabel miljöpåverkan på ytvattnet.

5.6.2 Markmiljö

Markmiljösystemet är ett komplext system som påverkas av många faktorer. Tillgången på syre, vatten, kväve, kol samt jordens packningsgrad är exempel på parametrar som påverkar det markekologiska systemet. Det markmiljöekologiska systemet ska upprätthållas och bör fungera i alla jordar. Dock görs ofta ett felaktigt antagande att fyllnadsmassor som bärlager, fyllnadsmassor med ett tekniskt syfte, antas vara jord då det mer korrekt är en konstruktion. I denna konstruktion förekommer ofta mycket dåliga förutsättningar för att ett markekosystem ska fungera men det är inte heller syftet. Oftast så anläggs en miljö ovan dessa massor, ex planering eller park, där syftet är att upprätta goda förutsättningar för markekosystemet.

Föroreningar kan också påverka de marklevande mikroorganismerna. Inom de områden där grönytor ska anläggas är den övre markens skyddsvärde högt. Markdjupets betydelse för den mikrobiella aktiviteten har beskrivits i ett flertal böcker¹⁴ Markekosystemets aktivitet sjunker med djupet i markprofilen. I Tabell

¹³ VISS Databasen (2019) <http://viss.lansstyrelsen.se/>

¹⁴ Ashman & Puri, 2002; Sylvia et al., 2005; Pankhurst et al., 1998; Brady & Weil, 2002

5-5¹⁵ ses hur den mikrobiologiska aktiviteten (SIR rate) samt den mikrobiella biomassan minskar med markdjupet och att aktiviteten faller med över 95 % efter 30 cm. I ytlig jord inom grönområden kommer en hög föroreningshalt medföra begränsningar för markekosystemet. För djupare belägen jord påverkar främst de fysiska förutsättningarna att markekosystemet fungerar dåligt. I djup jord eller i "konstruktioner/fyllnadsmassor" kommer eventuell förekomst av föroreningar inte påverka markekosystemet eftersom det helt enkelt inte finns något väl fungerande system att påverka. Utifrån detta resonemang ansätts ett skydd för markekosystemet till 10 % för djupjord och konstruktioner och för planteringar/grönytor, de översta 30 cm, ansätts ett skydd om 75 %.

Tabell 5-5 Tabellen redovisas mikrobiologiska aktiviteten (SIR-rate), mikrobiologiska biomassan (PLFA) och extraherbara mikrobiologiska biomassan (CHCl₃) i förhållande till markdjupet i cm. Högre värde är en högre aktivitet och biomassa. Tabellen är omgjord efter Fierer, Schimel och Holdens version från 2003¹⁶.

Profil	Provdjup (cm)	SIR rate, (µg C-CO ₂ g jord ⁻¹ h ⁻¹)	Mikrobiologiska biomassan (nmol PLFA g soil ⁻¹)	Extraherbara mikrobiologiska biomassan (CHCl ₃ C, µg C g soil ⁻¹)
Terrass	0-5	42 (7,0)	9,8 (1,6)	359 (17,3)
	5-15	9,9 (0,69)	4,0 (0,16)	262 (26,7)
	15-25	2,3 (0,033)	2,0 (0,12)	140 (7,44)
	50	0,60 (0,13)	0,36 (0,044)	55,6 (26,0)
	100	0,22 (0,021)	0,18 (0,030)	11,9 (4,99)
	200	0,24 (0,052)	0,081 (0,0053)	12,1 (5,64)
Dal	0-5	55 (1,7)	16 (0,040)	696 (30,0)
	5-15	10 (0,12)	5,1 (0,41)	209 (19,1)
	15-25	28 (0,41)	2,5 (0,16)	73,9 (10,2)
	50	0,89 (0,15)	0,84 (0,077)	57,7 (23,0)
	100	0,67 (0,26)	0,41 (0,093)	79,0 (22,4)
	200	0,19 (0,025)	0,11 (0,043)	24,7 (20,2)

¹⁵ Fierer N, Schimel JP, Holden PA (2003) Variations in microbial community composition through two soil depth profiles. *Soil Biology & Biochemistry* 35:167-176.

¹⁶ Se fotnot 15

I Tabell 5-6 redovisas föreslagna riktvärden för markmiljö.

Tabell 5-6 Redovisade förslag till platsspecifika riktvärden för markmiljö.

Ämne	75% skydd	10% skydd
As	20	60
Pb	200	2400
Cd	4	100
Co	20	140
Cu	80	1100
Cr	80	1100
Hg	5	110
Ni	70	520
Zn	250	960
PAH-L	3	170
PAH-M	10	240
PAH-H	3	30

6 Sammanvägda risker

Riskbedömningen visar att miljörisker med avseenden på ytvatten och de ekosystem som existerar i Bällstaviken inte påverkas negativt av påvisad förorening i marken inom Masugnen om halter jämförs mot USEPA jämförvärden.

Bällstavikens kemiska status bedöms inte som god då exempelvis nickel förekommer i för höga halter. Masugnens uppskattade belastning om 0,36 % visar att det finns många andra påverkanskällor till Bällstaviken och att en eventuell åtgärd kommer få en mycket begränsad effekt på vattenkvalitén.

Markekosystemet mest aktiva del är i nivån 0–30 cm och det är i denna nivå markföroreningar kan begränsa aktiviteten. För djupare belägen jord bedöms i huvudsak naturliga faktorer begränsa markekosystemets aktivitet.

Negativa hälsorisker kan inte uteslutas då halter inom Masugnen överskrider beräknade riktvärden för både ytlig och djupare jord, främst med avseende på bly.

I Tabell 6-1 nedan redovisas beräknade riktvärden för ytlig respektive djup jord samt om det är miljö- eller hälsorisker som är styrande.

Tabell 6-1 Föreslagna platsspecifika riktvärden för ytligt och djupjord (>1 m) för allmän platsmark. Enhet mg/kg TS. Ett streck (-) innebär att data saknas. (h = hälsorisker styr, m = markmiljörisker styr).

Ämne	Ytjord*	Djupjord
As	10 (h)	50 (m)
Pb	81 (h)	600 (h)
Cd	5 (h)	35 (m)
Co	20 (m)	140 (m)
Cu	80* (m)	1 100 (m)
Cr tot	80 (m)	1 100 (m)
Hg	3,2 (h)	110 (m)
PAH-L	3 (m)	170 (m)
PAH-M	10 (m)	240 (m)
PAH-H	3 (m)	30 (m)

* Fyllning för konstruktionsändamål ska uppfylla de hälsoriskbaserade riktvärdena, jord (planteringar grönytor) ska även uppfylla riktvärden för markmiljö.

7 Förändringar till följd av genomförd detaljplan

Den föreslagna planen medför att bostäder ska byggas inom Masugnen 5 och 7 och att markanvändningen därmed ändras från mindre känslig markanvändning till känslig markanvändning. Hälsoriskbedömningen visar att behov av riskreduktion föreligger. Framst med avseende på höga blyhalter inom framför allt Masugnen 5. Riskreduktion kan uppnås genom att förorenade fyllnadsmassor schaktas ur från fastigheten.

Vad gäller miljörisker med avseende på förorenade fyllnadsmassor bedöms dessa vara acceptabla i dagsläget med avseende på ytvatten (Bällstaviken). Vad gäller markekosystemet är det sannolikt att det finns delar inom strandremsan som i dag påverkas negativt med anledning av markföroreningar, framför allt områden där ytliga föroreningar påvisats.

Beslut om omfattningen av riskreduktion bör utföras i samband med projekteringen av bostäder så den tekniska schakten, förutsatt att den även omfattar strandremsan och medför riskreduktion inkluderas i den sammanvägda

riskreduktionen. Markföreningar inom Masugnen 5 och 7 bedöms inte utgöra ett hinder för etablering av bostäder.

VÄSTERÅS 2018-04-11
WESCON MILJÖKONSULT AB

Uppdragsledare

Granskad av



Petter Wetterholm



Erica Tällberg

Handläggare

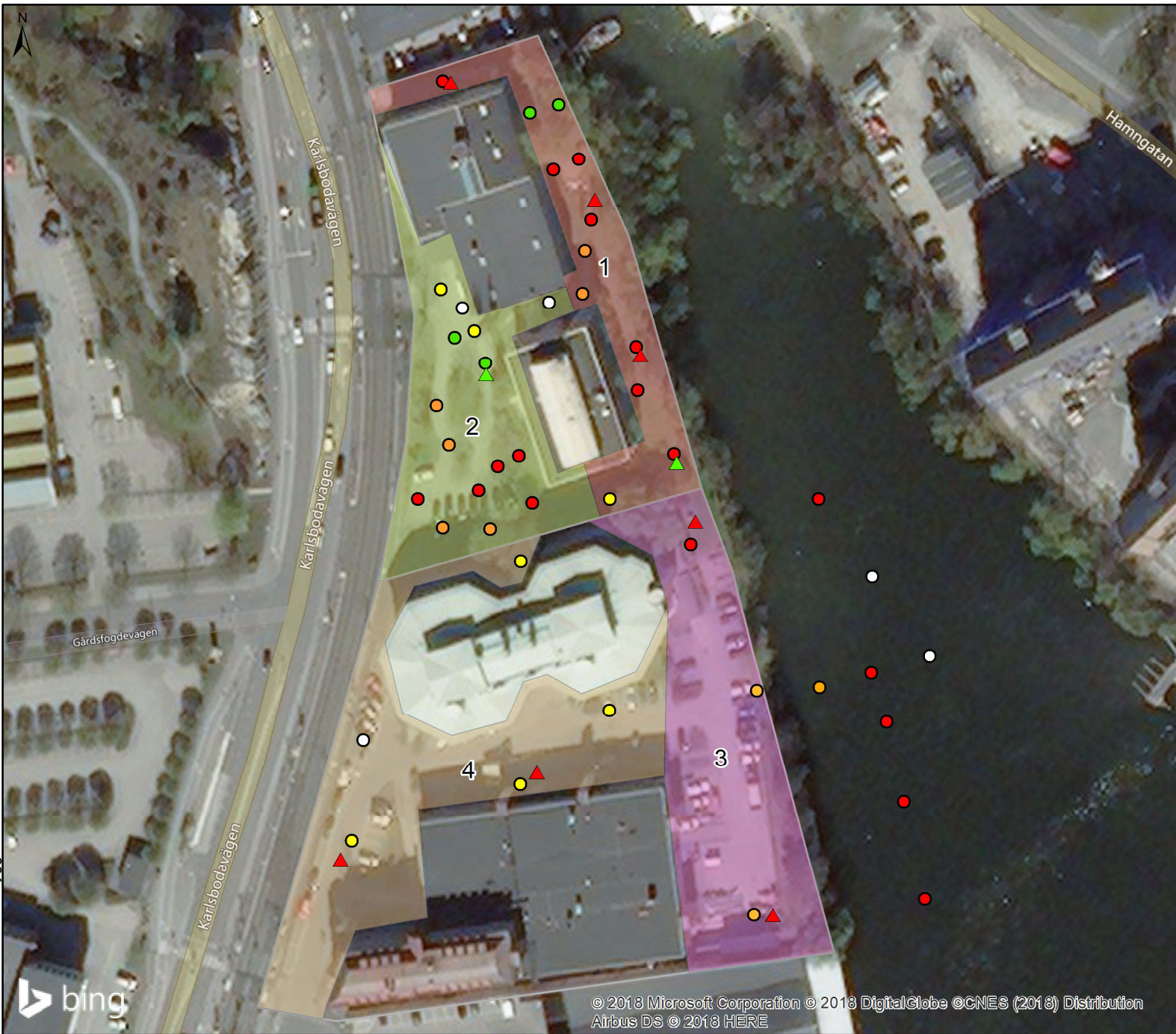


Erika Modig

Bilagor

Bilaga 1 Sammanställning av föroreningsnivåer inom DU

Bilaga 1 Sammanställning av föroreningsnivåer inom DU



Golder Associates mark - Masugnen 5

- Klassning enligt NVV
- >MKM
 - FA
 - KM
 - MKM
 - inga data

Golder Associates GV - Masugnen 5

- LMV:S krav på dricksvatten
- ▲ under
 - ▲ över

Structor Miljöteknik mark - Masugnen 7

- Klassning enligt NVV
- >MKM
 - FA
 - MKM
 - inga data

Structor Miljöteknik GV - Masugnen 7

- LMV:s krav på dricksvatten
- ▲ över

Wescon Miljökonsult sediment

- Klassning enligt NVV
- Ej analyserad
 - Klass 4
 - Klass 5
 - inga data

Decision Unit (DU)

- 1
- 2
- 3
- 4



Norra Källgatan 22, 722 11 Västerås
 | Tel vxl 0221-490 09 90 | www.wescon.se
 | E-post: fornamn.efternamn@wescon.se
 | Org.nr: 559088-7468

Ritad av:	Ansvarig:
Erika Modig	Petter Wetterholm
Fastighetsbeteckning:	Beställare:
Masugnen 5 & 7	JM AB
Kundnummer:	Uppdragsnummer:
1013	1013-212-001
Uppdragstyp:	Datum:
Riskbedömning	2018-02-01

© 2018 Microsoft Corporation © 2018 DigitalGlobe ©CNES (2018) Distribution Airbus DS © 2018 HERE

Inkom till Stockholms stadsbyggnadskontor - 2018-04-18, Dnr-2011-04316

Bilaga 3 Riskbedömning Sediment

Masugnen 5 och 7, Bromma Sammanfattning av mark-, grundvatten och sedimentföroreningar samt dess risker för hälsa och miljö.

Uppdragsnummer: 212-001

Masugnen 5 och 7, Bromma
Rapport, sedimentundersökning samt hälsoriskbedömning
Kundnummer: 1013
Uppdragsnummer: 212-001

Masugnen 5 och 7, Bromma

PM – Rapport, sedimentundersökning samt
hälsoriskbedömning

1 Inledning

JM AB och Skanska planerar att uppföra bostäder inom fastigheten Masugnen 5 och 7. Det är sedan tidigare känt att marken förorenats av industriell verksamhet. Markundersökningar har visat på förhöjda halter av främst tungmetaller i fyllningen och CVOC i grundvatten. Föroreningsituationen i sedimenten i Bällstaviken har varit okänd.

2 Uppdrag och syfte

2.1 Uppdrag

Wescon Miljökonsult AB har på uppdrag av JM AB genomfört en översiktlig sedimentundersökning inom Fastigheterna Ulvsunda industriområde 1:7, 1:8 och 1:9, vilka är angränsande fastigheter till de aktuella fastigheterna Masugnen 5 och 7 i Bromma. Uppdraget omfattar även en miljö- och hälsorisksbedömning med avseende på sediment.

2.1.1 Organisation

I uppdraget har följande personer medverkat

Namn	Företag	Ansvar och uppgifter
Petter Wetterholm	Wescon Miljökonsult AB	Uppdragsledare/riskbedömning
Tommy Binbach	Wescon Miljökonsult AB	Handläggare
Erika Modig	Wescon Miljökonsult AB	Handläggare, rapportskrivning
Erica Tallberg	Wescon Miljökonsult AB	Granskning
	Eurofins Environment	Laboratorieanalyser

2.2 Syfte

Syftet med undersökningen är att undersöka eventuell förekomst av föroreningar i sedimenten i anslutning till Masugnen 5 och 7 samt att, om föroreningar finns, värdera ifall dessa kan utgöra en risk för människors hälsa vid eventuellt bostadsbyggande inom fastigheten. Det ska även bedömas om det finns några miljörisker kopplat till föroreningarna i sedimenten och om den planerade planändringen påverkar riskerna.

2.3 Avgränsning

Undersökningen avgränsades till att provta sediment inom fastigheterna i direkt anslutning till Masugnen 7 vilka är Ulvsunda industriområde 1:7, 1:8 och 1:9. En provpunkt, W7 togs utanför fastighetsgränsen. Inga avgränsande provtagningar har utförts då rådighet över övriga områden saknades.

Hälsoriskbedömning utgår endast från risker kopplat till föroreningarna i sedimenten. Miljöriskbedömningen avgränsas till endast en jämförelse mellan uppmätta totalhalter i sediment mot relevanta jämförvärden.

3 Objektbeskrivning

Fastigheten Masugnen 5 och 7 är belägen i Norra Ulvsunda i Bromma. Fastigheterna har en area av 5 955 m² och 10 900 m². Aktuella områden för sedimentundersökningen var de fastigheter i direkt anslutning till Masugnen 7:s östra del dvs Ulvsunda industriområde 1:7, 1:8 och 1:9 där rådighet för undersökningen erhållits, se Figur 3–1 nedan.



Figur 3-1 Masugnen 5 och 7, Ulvsunda industriområde 1:7, 1:8 och 1:9. Nedre vänstra bilden visar de byggnader som idag finns på Masugnen 7 (vy från N mot S).

Strandlinjen utmed fastigheterna sluttar brant ner mot Bällstaviken och vattendjupet ökar snabbt. Strandlinjens utformning idag gör därför möjligheter till badaktiviteter små. Utifrån sjökort från Eniro är vattendjupet mellan 3–3,5 meter inom undersökningsområdet, se Figur 3-2 till höger.



Figur 3-2 Masugnen och 7 ungefärliga läge markerad med röd linje.

3.1 Tidigare undersökningar

Masugnen 7 har tidigare varit föremål för bland annat två miljötekniska markundersökningar, båda under 2017. Undersökningarna har omfattat provtagning av jord, markvatten (ovan och i leran), grundvatten (under leran) samt porgas. Provtagningarna har visat på förhöjda halter av tungmetaller i fyllningen, halter varierar mellan <KM till >MKM. CVOC påträffas i förhöjda halter i grundvatten i moränen.

Runt Masugnen 7 har flera undersökningar utförts. Dessa visar på förekomst av föroreningar inom Masugnen 5 och 1, främst utgörs föroreningarna av tungmetaller som påträffas i fyllningen. Inom angränsande fastighet Archimedes 1 har utöver tungmetaller även höga halter av CVOC påvisats i grundvatten i moränen ovan berg (7 mg/l).

För mer utförlig beskrivning av det aktuella området, samt tidigare undersökningar, se PM riskbedömning klorerade alifater, Masugnen 5 och 7, av Wescon Miljökonsult AB 2018

4 Bedömningsgrunder

Som bedömningsgrund, för jämförelse av påvisade halter av föroreningar, har Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för miljö kvalitet i kust och hav (Naturvårdsverket 1999) använts, se Tabell 4-2. Till detta har även Naturvårdsverkets klassningssystem för tungmetaller använts där de olika klasserna motsvarar olika avvikelser från de naturliga bakgrundshalterna. Naturvårdsverkets klassningssystem är liknande för organiska miljögifter, förutom att jämförvärdet är noll, det vill säga klass 1 innebär ingen halt miljögifter. Klassificeringarna kan ses i Tabell 4-1.

Tabell 4-1 Klassificering enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (Naturvårdsverket, 1999)

Klass	Metaller, avvikelser från jämförvärde	Organiska miljögifter
Klass 1	Ingen eller obetydlig avvikelse	Ingen halt
Klass 2	Liten avvikelse	Låg halt
Klass 3	Tydlig avvikelse	Medelhög halt
Klass 4	Stor avvikelse	Hög halt
Klass 5	Mycket stor avvikelse	Mycket hög halt

Tabell 4-2 Bedömningsgrunder för sediments föroreningsstatus med avseende på tungmetaller och organiska miljögifter enligt Naturvårdsverkets rapport 4914 (mg/kg TS).

Ämne	Klass 1	Klass 2	Klass 3	Klass 4	Klass 5
PCB7	0	0-0013	0,0013-0,004	0,004-0,015	>0,015
PAH11	0	0-0,28	0,28-0,8	0,8-2,5	>2,5
Arsenik	≤10	10-17	17-28	29-45	>45
Bly	≤25	25-40	40-65	66-110	>110
Kadmium	≤0,2	0,2-0,5	0,5-1,2	1,3-3	>3
Kobolt	≤12	12-20	20-34	35-60	>60
Koppar	≤15	15-30	30-49	50-79	>79
Krom	≤40	40-48	49-60	61-72	>72
Kvicksilver	≤0,04	0,04-0,12	0,12-0,4	0,4-1	>1
Nickel	≤30	30-45	46-66	67-99	>99
Zink	≤85	85-127	129-204	205-357	>357

5 Utförande

5.1 Provtagningsområde och fältmetodik

Provtagningsområdet inkluderade fastigheterna Ulvsunda industriområde 1:7, 1:8, 1:9 samt en punkt utanför fastigheterna (Figur 5-1). För provtagningsplan med lokalisering av provtagningspunkterna, se bilaga 1. Provtagning utfördes från båt med multiprovtagare. Inför provtagningen mättes djupet i varje provpunkt (vattenyta till botten) med ett tyngdförsett måttband. Uppmätta djup för varje provpunkt redovisas i fältanteckningar bilaga 2. Generellt kan sägas att sediment inte påträffades i strandkanten, här påträffades grövre grus och sten med inslag av sand. Sediment påträffades först längre ut från strandkanten. Därav placeringen av provpunkter en bit ut från strandkanten. I en punkt påträffades sandigt material med en liten inblandning av finpartiklar (W8) och prov uttogs.



Figur 5-1 Provpunkternas placering inom undersökningsområdet. Nära strandkanten påträffas, mycket lite sediment.

Totalt utfördes provtagning i 8 provpunkter med benämningarna W1-8. Ungefär 0,5 meter långa sedimentkärnor togs ut vid varje provpunkt för att försöka få med delar av den underliggande leran. Den uttagna kärnan dokumenterades, fotograferades och de olika sedimenttyperna identifierades, delades upp och lades i diffusionstäta plastpåsar. Fältanteckningar återfinnes i Bilaga 2. Proverna förvarades kylt och mörkt i väntan på analys.

Ett urval av prover skickades till laboratorium för analys med avseende på metaller, PAH, alifater och aromater. I en punkt, W5, analyserades även PCB. Proverna utgjordes av det organiska skiktet från samtliga punkter utom W2 (som hade för liten provmängd) på grund av bland annat sin kraftiga avvikande lukt och mörka färg. Prover från lerlagret togs ur punkterna W3 och W4 för att se om eventuell förorening spridits till leran. För PCB slogs W5:s båda översta sedimentlager ihop. Punkten är slumpmässig då PCB sällan utgörs av en punktkälla och PCB troligtvis finns diffust spritt över hela området.

6 Resultat

Totalt uttogs 22 st prover från de 8 provpunkterna. Av dessa skickades 8 st till laboratorium för analys. En sammanställning av analysresultaten redovisas i

Tabell 6-1 och jämförelse mot Naturvårdsverkets klassindelningar redovisas i Tabell 6-2. För fullständiga analysrapporter, se bilaga 3.

Tabell 6-1 Sammanställning av resultat

Ämne	Enhet	W1:2	W3:2	W3:3	W4:2	W4:3	W5:1-2	W6:2	W8:2
Djup	m	0,05-0,15	0,09-0,18	0,18-0,3	0,14-0,3	0,3-0,5	0-0,2	0,1-0,25	0-0,4
TS 105°C	%	32,4	39,2	46,7	34,4	44,4	40,1	44,7	84,5
As	mg/kg TS	11	10	6,3	10	6,3	7,5	8,6	1,5
Cd	mg/kg TS	34	28	0,19	17	0,24	4,6	8,3	0,72
Co	mg/kg TS	17	16	15	17	15	16	15	5,5
Cr	mg/kg TS	400	290	58	160	57	82	140	37
Cu	mg/kg TS	1800	1700	35	2800	45	510	320	71
Hg	mg/kg TS	14	10	<0,046	23	0,1	3,6	1,5	0,45
Ni	mg/kg TS	76	59	36	53	35	38	45	12
Pb	mg/kg TS	670	560	22	590	24	310	420	20
V	mg/kg TS	68	69	67	60	65	65	61	31
Zn	mg/kg TS	2400	1900	130	2400	130	860	600	100
PAH11	mg/kg TS	41	275	0,215	32,8	0,3	7,6	27	1,3
PAH16	mg/kg TS	43	280	0,29	34	0,35	8	36	1,4
PCB7	mg/kg TS						0,83		
∑Alifater >C5-C16	mg/kg TS	580	150	<9,0	200	<9,0	41	61	<9,0
Alifater >C16-C35	mg/kg TS	1300	360	<10	830	18	220	290	38
Aromater >C8-C10	mg/kg TS	<4,0	<4,0	<4,0	<4,0	<4,0	<4,0	<4,0	<4,0
Aromater >C10-C16	mg/kg TS	9,7	30	<0,90	5,9	<0,90	1,2	18	<0,90
Aromater >C16-C35	mg/kg TS	12	120	<0,50	8,9	<0,50	2,3	12	<0,50

6.1 Sammanfattning av resultaten

Analysresultaten visar på höga halter i samtliga punkter där den längsta påverkansklassen är klass 3, tydliga avvikelser från bakgrundshalterna i punkt W3 och W4. Tabell 6-2 visar en sammanställning av samtliga punkter där de tilldelats en klass baserat på vilka halter analysresultaten visade, samt vilken faktor som ger den specifika klassen.

Tabell 6-2 Sammanställning av provpunkternas klassindelningar samt vilka halter som var avgörande.

Prov	Klass	Avgörande faktor
W1:2	Klass 5	PAH11, Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, Zn
W3:2	Klass 5	PAH11, Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, Zn
W3:3	Klass 3	Cr, Cu, Zn
W4:2	Klass 5	PAH11, Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, Zn
W4:3	Klass 3	PAH11, Cr, Cu, Zn
W5:1+W5:2	Klass 5	PAH11, Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, Zn, PCB
W6:2	Klass 5	PAH11, Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, Zn
W8:2	Klass 4	PAH11, Cu, Hg

Observera att klassindelningen i tabellen utgår från de ämnen som medförde högst klassning. Det innebär inte att övriga analysresultat har en låg klassning utan enbart en lägre klassning.

I de punkter (W3 och W4) där även den underliggande leran analyserats visar att leran är mindre förorenad än ovanliggande sediment. Leran hamnar i klassindelning 3 i båda punkterna.

Alifater visar förhöjda halter i samtliga prover ovan lera.

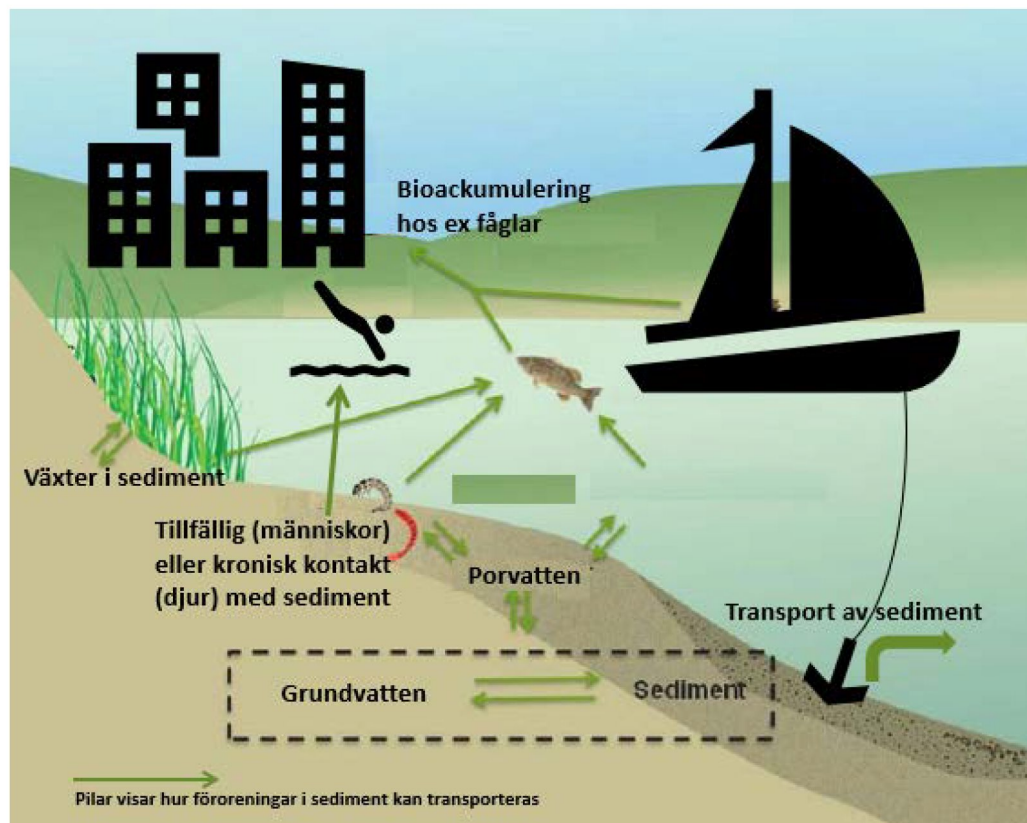
Påvisade föroreningar är med största sannolikhet orsakade av tidigare verksamheter och utsläpp via dag-, spill, eller processvattenutsläpp. Innan miljöskyddslagen var det vanligt att orenade processvatten släpptes ut i vattendrag. Detta bidrog till att stora mängder föroreningar spreds till bland annat sediment.

7 Konceptuell modell

För att illustrera de olika spridnings- och exponeringsvägar med avseende på sediment har en förenklad konceptuell modell tagits fram. De spridnings- och exponeringsvägar som identifierats är:

- Spridning av sediment via resuspension
- Spridning via diffusion/porvatten till ytvatten
- Exponering för sediment via bad eller ankring
- Exponering för sediment för sedimentlevade djur och växter
- Exponering genom nedsväljning av vatten och suspenderade partiklar vid bad
- Spridning via bioackumulering smådjur, fisk, rovfåglar.

Den konceptuella modellen visas också i Figur 7-1 nedan.



Figur 7-1. Konceptuell modell för spridnings- och exponeringsvägar för föroreningar i sediment

8 Hälsoriskbedömning

Förorenat sediment kan vara en källa till exponering av föroreningar för människor och då främst vid bad i vattendraget eller vid hudkontakt. För det aktuella området bedöms exponeringen bli mycket begränsad, detta med anledning av att:

- Förorenade sediment påträffas främst på djup om 3 meter eller mer.
- Strandkanten, under vattenlinjen, består i dag främst av grövre material som grus och sten (inget förorenat sediment).
- Kontakt med förorenat sediment kommer att ske mycket sällan med anledning av tillgängligheten (strandkantens utformning, vattendjup, och att området ej är en badplats samt att ankring sällan sker på denna plats).

Tänkbar exponering via hudkontakt är när något föremål tas upp från botten, exempelvis ett ankare, fiskedrag eller att vatten och små mängder uppvirvlat sediment tas in via munnen vid kallsup vid bad. Vad gäller exponering via intag av fisk har inte detta inte bedömts separat, utan den exponeringen antas i denna riskbedömning täckas in i exponering från andra källor. Detta på grund av att aktuellt område är för litet för att enskilt påverka föroreningshalten i fisk i Bällstaviken. Liknande halter bedöms finnas i fisk i hela Mälaren.

8.1 Hudkontakt med sediment

Vad gäller hälsorisken genom hudkontakt med sediment kan detta beräknas med hjälp av Naturvårdsverket beräkningsprogram. Ett konservativt antagande om att:

- Kontakt med sediment sker 20 gånger/år
- Den exponerade andelen av huden uppgår till 0,2 m² (för både barn och vuxna och exponering bedöms ske när ex föremål tas upp från botten)
- Mängden sedimentet som fastnar på huden är 6 gram TS/m² vilket är en tredubbling mot generella modellen då sediment är kladdigare än jord/damm. Med en generell antagen TS-halt om 40% motsvarar detta att ca 15 g blött sediment fastnar på 1 m² hud per exponeringstillfälle. Dvs på en, två händer om 0,2 m² hud fastnar det 3 gram blött sediment per exponeringstillfälle.

Beräkningen visar att relativt stor exponering för sediment via hudkontakt kan ske 20 gånger per år och att en stor mängd av sedimentet då även fastnar på huden.

Styrande förorening är PAH-H och PCB. Beräkning visar att medelhalter i sediment under 80 mg/kg (PAH-H) och under 1 mg/kg PCB utgör en acceptabel risk utifrån angivna antaganden. Uppmätt medelhalt inom undersökningsområdet

är 33 mg/kg TS (PAH-H) och för PCB har en halt om 0,83 mg/kg uppmätts. I Bilaga 4 redovisas utdrag ur beräkningsprogrammet för hudkontakt.

8.2 Intag via vatten som nedsväljs vid bad

Intag av vatten vid eventuellt bad är en exponeringsväg som ger ett mycket litet tillskott (dos) av föroreningar till människor. Som exempel kan vi anta att en fiktiv badgäst får i sig 1 liter vatten (antaget konservativt värde) under en badsäsong. Mängden suspenderat material varierar i mellan 0,8–12 mg/l och miljökvalitetsnormer (MKN) 2001:554 är 25 mg/l.

Om vi konservativt antar medelhalten suspenderat material är 25 mg/l och att en liter vatten nedsväljs varje år vid bad motsvarar det att 25 mg sediment/år oavsiktligt nedsväljs. I jämförelse med den mängd jord som Naturvårdsverkets modell för KM antar att en vuxen oavsiktligt nedsväljer under ett år 18 250 mg jord¹, är mängden som bedöms kunna sväljas vid bad mycket liten. Det bedöms därmed vara acceptabla risker via intag av vatten vid bad.

9 Förenklad miljöriskbedömning

I denna förenklade miljöriskbedömning görs endast en jämförelse mellan uppmätta halter i sediment mot MKN och OSWER². OSWER är de nivåer som är bedöms som "säkra" dvs då inga negativa kroniska effekter kan ses på mikroorganismer som lever i sediment. Dessa jämförvärden är generella och tar inte hänsyn till lokala förutsättningar. Jämförvärden baseras på ekotoxdata samt en rad konservativa antaganden av de parametrar som påverkar riskerna för mikroorganismer. MKN som fastställts med kunskap om vad människan och naturen tål utan hänsyn till ekonomiska eller tekniska förhållanden. MKN finns endast för tre ämnen varvid det är lämpligt att använda båda dessa jämförvärden som komplement till varandra.

Kemiska ämnen kan ackumuleras i djur och växter som lever i sediment genom:

- Sedimentets fasta fas
- Porvattnet
- Ovanliggande bottenvatten

Hur de olika föroreningarna kan ackumuleras i djur och växter varierar och beror på en lång rad faktorer. Exempelvis kan opolära organiska ämnen tas upp passivt

¹ 50 mg/dag under 365 dagar ger 18 250 mg

² Ecotox Thresholds Sediment Screening Benchmark, 1996

<https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-09/documents/v3no2.pdf>

över cellmembranen och bioackumulationen beskrivs förenklat som en jämviktsprocess. Många sedimentlevande organismer omsätter även sediment i matsmältningssystemet och här påverkar fler faktorer in än enbart jämviktprocessen.

Vad gäller metaller är det endast de vattenlösliga metallerna som kan diffundera in genom en organisms cellvägg och därmed ackumuleras. Endast en liten del av det totala metallinnehållet i sediment är lösliga metaller och halten av metaller lösta i porvatten är ofta låga, då överskott av svavelväte gör att halten av tvåvärt laddade metalljoner ex Ni^{2+} Pb^{2+} m.fl blir låg. Även här kan såklart mekanismer i matsmältningssystemet lösa mer metaller än som finns löst i ex porvattnet. Därför bör upptaget av sedimentpartiklar via matsmältningen beaktas vid en fördjupad bedömning. Om miljöriskerna för bottenlevande sediment ska utredas i detalj bör fördjupade undersökningar göras, men dessa bör omfatta Bällstaviken som helhet. En kombination av analyser av porvatten och sediment tillsammans med undersökning av sedimentlevande organismer bör då utföras. Därefter görs en korrelation mellan ackumulerade föroreningshalter i mikroorganismer (vilka djur och hur många som hittas) och halter i sediment för att söka samband mellan ackumulerad halt, totalhalt i sediment och påverkan på organismer. I Tabell 9-1 redovisas uppmätta medelhalter i halter i sediment mot MKN, samt OSWER-värden.

Tabell 9-1 Uppmätta medelhalter i sediment och jämförvärden från OSWER och MKN.

	OSWER	MKN	Medelhalt i ytligt sediment
As	8,2		9
Benzo[a]pyrene*	0,43		5,9
Cd		2,3	18
Cr	81		214
Cu	34		1430
Pb	47	120	510
Hg	0,15		10
Ni (lösligt)	21		54
Zn	150		1630
PCB			
Fluoranten		2	15

Av tabellen ovan framgår att sedimentet som undersökts utanför Kv. Masugnen uppvisar halter av föroreningar i sedimentet i den omfattningen miljörisker kan föreligga, främst med avseende på djur och växter som lever i sedimentet.

10 Förändring till följd av genomförd detaljplan

Den föreslagna planen medför att bostäder ska byggas inom Masugnen 5 och 7 och att markanvändningen därmed ändras från mindre känslig markanvändning till känslig markanvändning. Hälsoriskerna vad gäller sediment har bedömts utifrån en användning och exponering som den nya planen kan komma att medföra baserat på konservativa antaganden. Att bryggor, bad- eller båtplats inte anläggs enligt planförslaget men att exponering via bad ändå bedöms är ett av dessa konservativa antaganden. Några hälsorisker kopplat till sediment i genomförandefasen förekommer inte då arbeten rörande förorenade sediment inte kommer att utföras.

Vad gäller miljörisker med avseende på förorenat sediment ses ingen förändring av risker med den nya planen. Bostäder och uppförandet av bostäder påverkas inte av sedimentens föroreningsinnehåll och kommer inte medföra en försämring av föroreningsinnehållet.

11 Slutsats

Uppmäta halter i sediment bedöms inte utgöra någon oacceptabel risk för människors hälsa i samband med bad eller vid upprepad (20 gånger per år under en livstid) tillfällig hudkontakt med förorenat sediment. Den aktuella samt planerade användningen och gestaltningen för området gör att bad och exempelvis ankring av båtar kommer ske väldigt sällan. Ingen angiven badplats eller ex småbåtshamn planeras att anläggas varvid antagen exponering av sediment bedöms vara konservativ och tillämpbar över en lång tid framöver.

Den förenklade miljöriskbedömningen visar att det kan föreligga negativa effekter för djur och växter med anledning av föroreningar i sediment. Om och vilka negativa effekter som kan orsakas av förorenat sediment får eventuella fördjupade undersökningar visa. Miljöriskbedömningen visar att inga förändrade risker uppstår vid genomförandet av planen.

VÄSTERÅS 2018-04-11
WESCON MILJÖKONSULT AB

Uppdragsledare



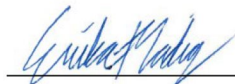
Petter Wetterholm

Granskad av



Erika Tallberg

Handläggare



Erika Modig

Bilagor

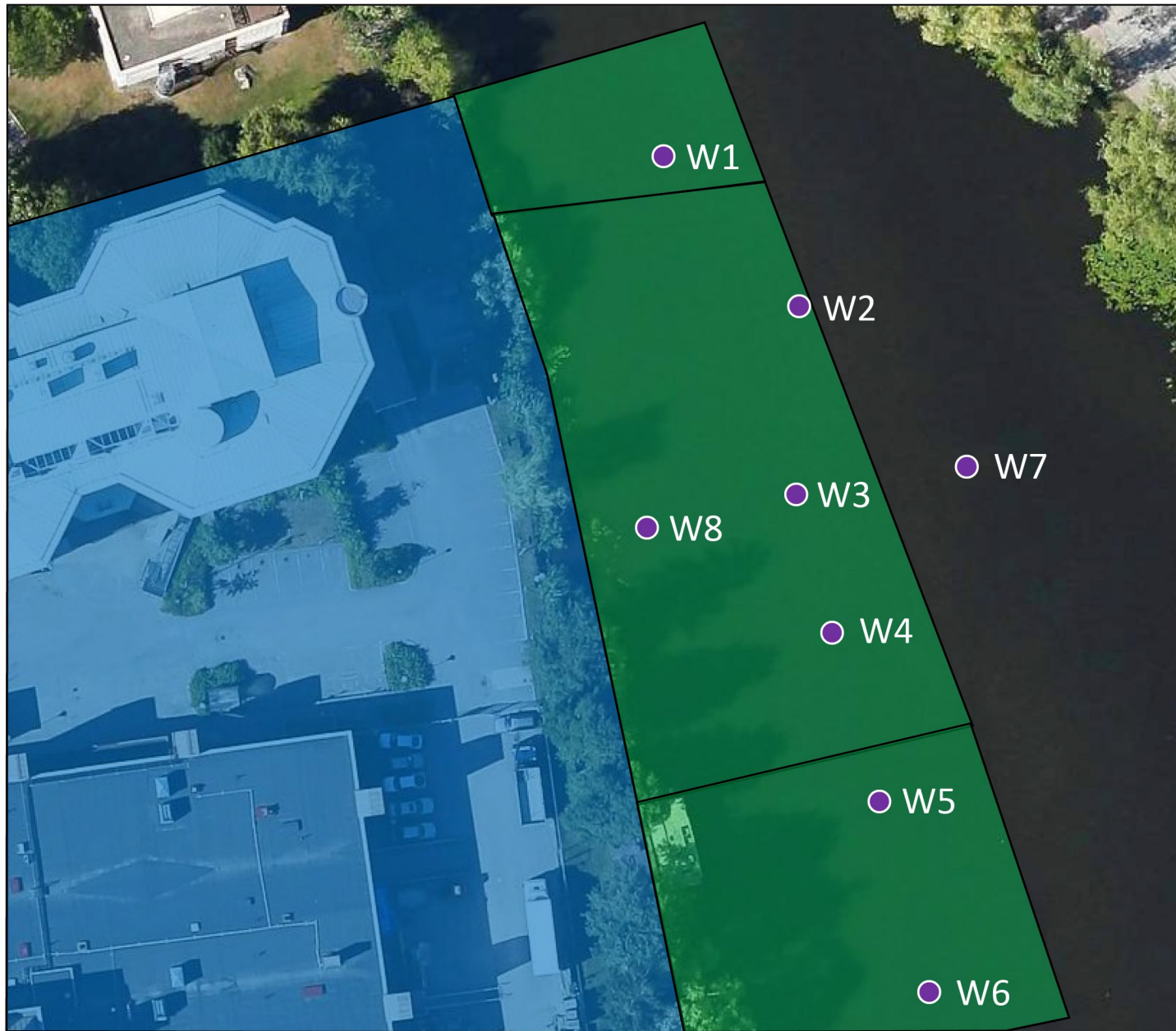
Bilaga 1 Provtagningsplan

Bilaga 2 Fältanteckningar

Bilaga 3 Analysrapporter

Bilaga 4 Utdrag ur Naturvårdsverkets beräkningsprogram för hudkontakt

Bilaga 1 Provtagningsplan



Legend

- Provpunkt
- Masugnen 7
- Ulvsunda industriområde
1:7, 1:8, 1:9

Wescon
miljökonsult

Stora gatan 44A, 5 tr, 722 12 Västerås
| Tel vxl 0221-490 09 90 | www.wescon.se
| E-post: formamn.effernamn@wescon.se
| Org.nr: 559088-7468

<i>Ritad av:</i>	<i>Ansvarig:</i>
Erika Modig	Petter Wetterholm
<i>Fastighetsbeteckning:</i>	<i>Betställare:</i>
Masugnen 7	JM AB
<i>Kundnummer:</i>	<i>Uppdragsnummer:</i>
1013	052-003
<i>Uppdragstyp:</i>	<i>Datum:</i>
Provtagning	2017-10-02

Bilaga 2 Fältanteckningar

Fältanteckningar Masugnen 7 20170823

Miljöteknisk sedimentundersökning
Provtagning: Från båt med multiprovtagare

Prov	Jordart	Djup (m)	Provmärkning	Provdjup (m)	Djup vattenytan- botten (m)	Anm
W1:1	si sa le sed (org)	0-0,05	W1:1	0-0,05	2,75	Prov väldigt blandat med W1:2
W1:2	gyttjig lös sed (org)	0,05-0,15	W1:2	0,05-0,15		Brunsvart
W1:3	le	0,15-	W1:3	0,15-0,3	3,15	grått, svarta organiska inslag
W2:1	gyttjig sed (org)	0-0,02	W2:1	0-0,02		brunsvart blandat med W2:2
W2:2	le (org)	0,02-	W2:2	0,02-0,15		grått, svarta organiska inslag
W3:1 (1)	si sa le sed (org)	0-0,09	W3:1	0-0,09	2,7	gulbrungrå, oblandat med W3:2, väldigt lite prov
W3:2 (1)	gyttjig org sed	0,09-0,18	W3:2	0,09-0,18		svartbrunt, stark oljelukt
W3:3 (1)	le (org)	0,18-	W3:3	0,18-0,30		grått, svarta organiska inslag, svag oljelukt
W3:1 (2)	si sa le sed (org)	0-0,14	W3:1 (2)			
W3:2 (2)	gyttjigt org sed	0,14-0,3	W3:2 (2)			
W3:3 (2)	le	0,3	W3:3 (2)			
W4:1	sa si le sed	0-0,14	W4:1	0-0,14	2,8	gråbrunt, lite prov
W4:2	gyttjig org sed	0,14-0,3	W4:2	0,14-0,3		svartbrunt, tydlig oljelukt
W4:3	le (org)	0,3-	W4:3	0,3-0,5		grått, svag lukt
W5:1	omblandat (org)	0-0,15	W5:1	0-0,15	2,85	Svag lukt
W5:2	si sa le sed	0,15-0,2	W5:2	0,15-0,2		Svag lukt, omblandade skikt med organiskt
W5:3	le	0,2-	W5:3	0,2-0,5		Svag lukt
W6:1	sa si le sed (org)	0-0,1	W6:1		2,9	gråsvartbrunt
W6:2	omblandat (org)	0,1-0,25	W6:2			gråsvartbrunt
W6:3	le	0,25-	W6:3			grått
W7:1	sa le	0-0,02	W7:1	0-0,02	3,2	väldigt lite prov
W7:2	sa si le (org)	0,02-0,12	W7:2	0,02-0,12		omblandat, gråsvart ev lukt
W7:3	le	0,12-	W7:3	0,12-0,4		grått
W8:1	si sa le gyttja sed (org)	0-0,30	W8:2	0-0,4	2,55	mycket omblandat
W8:2	gr sa	0,30-				mycket vatten, tydlig lukt

Bilaga 3 Analyserapporter

			177-2017-08240820	177-2017-08240821	177-2017-08240822	177-2017-08240823	177-2017-08240824	177-2017-08240825	177-2017-08240826	177-2017-08240827	Medelhalt Sediment	Medelhalt Lera
Provnummer			177-2017-08240820	177-2017-08240821	177-2017-08240822	177-2017-08240823	177-2017-08240824	177-2017-08240825	177-2017-08240826	177-2017-08240827		
Provtagningsdag												
Provpunkt			Masugnen 7	Masugnen 7	Masugnen 7	Masugnen 7	Masugnen 7	Masugnen 7	Masugnen 7	Masugnen 7		
Ankomstdag			2017-08-24	2017-08-24	2017-08-24	2017-08-24	2017-08-24	2017-08-24	2017-08-24	2017-08-24		
Provets märkning			W 1:2	W 3:2	W 3:3	W 5:1+ W 5:2	W 8:2	W 4:2	W 4:3	W 6:2		
Djup			0,05-0,15	0,09-0,18	0,18-0,3	0-0,2	0-0,4	0,14-0,3	0,3-0,5	0,1-0,25		
Ämne												
Ämnes-ID	Enhet	Sediment ovan lera	Sediment ovan lera	Lera	Sediment ovan lera	Fyllning?	Sediment ovan lera	Lera	Sediment ovan lera			
Torrsubstans	3120000060532	%	32,4	39,2	46,7	40,1	84,5	34,4	44,4	44,7	45,9	45,55
Bensen	3120000085465	mg/kg Ts	< 0,0035	< 0,0035	< 0,0035	0,006	< 0,0035	< 0,0035	< 0,0035	0,02	0,013	LOD
Toluen	3120000085503	mg/kg Ts	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10	LOD	LOD
Etylbensen	3120000085548	mg/kg Ts	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10	LOD	LOD
M/P/O-Xylen	3120000085702	mg/kg Ts	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10	LOD	LOD
Summa TEX	3120000085707	mg/kg Ts	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	LOD	LOD
Alifater >C5-C8	3120000085709	mg/kg Ts	< 5,0	< 5,0	< 5,0	< 5,0	< 5,0	< 5,0	< 5,0	< 5,0	LOD	LOD
Alifater >C8-C10	3120000085767	mg/kg Ts	21	6,3	< 3,0	< 3,0	< 3,0	< 3,0	< 3,0	< 3,0	13,7	LOD
Alifater >C10-C12	65570000533827	mg/kg Ts	430	110	< 5,0	15	< 5,0	120	< 5,0	10	137,0	LOD
Alifater >C12-C16	65570000533834	mg/kg Ts	130	29	< 5,0	22	< 5,0	76	< 5,0	47	60,8	LOD
Summa Alifater >C5-C16	3120000275628	mg/kg Ts	580	150	< 9,0	41	< 9,0	200	< 9,0	61	206,4	LOD
Alifater >C16-C35	65570000533835	mg/kg Ts	1300	360	< 10	220	38	830	18	290	506,3	18
Aromater >C8-C10	3120000085771	mg/kg Ts	< 4,0	< 4,0	< 4,0	< 4,0	< 4,0	< 4,0	< 4,0	< 4,0	LOD	LOD
Aromater >C10-C16	65570000533767	mg/kg Ts	9,7	30	< 0,90	1,2	< 0,90	5,9	< 0,90	18	13,0	LOD
Metylkryser/benzo(a)antracener	65570000533809	mg/kg Ts	4	34	< 0,50	0,79	< 0,50	2,9	< 0,50	3,8	9,1	LOD
Metylpiren/fluorantener	65570000533808	mg/kg Ts	7,9	88	< 0,50	1,5	< 0,50	6	< 0,50	7,8	22,2	LOD
Aromater >C16-C35	65570000533772	mg/kg Ts	12	120	< 0,50	2,3	< 0,50	8,9	< 0,50	12	31,0	LOD
Oljetyp < C10	65570000560602		Ospec	Ospec	Utgår	ospec	Utgår	Utgår	Utgår	Ospec	LOD	LOD
Oljetyp > C10	65570000560089		Ospec	Ospec	Utgår	Ospec	Ospec	Ospec	Ospec	Ospec	LOD	LOD
Benzo(a)antracen	65570000581171	mg/kg Ts	3,5	40	< 0,010	0,56	0,11	2,6	0,017	2,3	8,2	0,017
Krysen	65570000581165	mg/kg Ts	3,7	32	< 0,010	0,69	0,13	3	0,023	2,1	6,9	0,023
Benzo(b,k)fluoranten	65570000581178	mg/kg Ts	8,5	39	< 0,010	1,5	0,25	6,4	0,053	5,2	10,1	0,053
Benzo(a)pyren	65570000581174	mg/kg Ts	3,2	21	< 0,010	0,57	0,1	2,4	0,019	2,1	4,9	0,019
Indeno(1,2,3-cd)pyren	65570000581177	mg/kg Ts	2,7	9,2	< 0,010	0,42	0,077	1,9	0,012	1,2	2,6	0,012
Dibenso(a,h)antracen	65570000581172	mg/kg Ts	0,6	3,1	< 0,010	0,1	0,017	0,42	< 0,010	0,38	0,8	LOD
Naftalen	65570000581179	mg/kg Ts	0,099	0,18	< 0,010	0,075	< 0,010	0,094	0,013	6,2	1,3	0,013
Acenaftylen	65570000581173	mg/kg Ts	0,29	0,4	< 0,010	0,075	0,014	0,19	< 0,010	0,26	0,2	LOD
Acenaften	65570000581175	mg/kg Ts	0,38	0,35	0,012	0,061	0,011	0,25	< 0,010	1,2	0,4	0,012
Fluoren	65570000581166	mg/kg Ts	0,68	0,84	0,017	0,089	< 0,010	0,49	0,011	0,84	0,6	0,014
Fenantren	65570000581167	mg/kg Ts	3,2	9,5	0,094	0,62	0,049	2,9	0,046	4,5	3,5	0,07
Antracen	65570000581168	mg/kg Ts	0,78	7,4	0,013	0,16	0,021	0,87	< 0,010	1	1,7	0,013
Fluoranten	65570000581169	mg/kg Ts	7,3	58	0,063	1,4	0,25	6,2	0,075	4,1	12,9	0,069
Pyren	65570000581170	mg/kg Ts	5,7	47	0,045	1,2	0,25	4,8	0,052	3,4	10,4	0,0485
Benzo(g,h,i)perylene	65570000581176	mg/kg Ts	2,4	12	< 0,010	0,48	0,075	1,7	0,013	1,3	3,0	0,013
Summa PAH med låg molekylvikt	65570000533604	mg/kg Ts	0,77	0,93	0,022	0,21	0,03	0,53	0,023	7,7	1,7	0,0225
Summa PAH med medelhög molekylvikt	65570000533607	mg/kg Ts	18	120	0,23	3,5	0,58	15	0,19	14	28,5	0,21
Summa PAH med hög molekylvikt	65570000533603	mg/kg Ts	25	160	< 0,035	4,3	0,76	18	0,14	15	37,2	0,14
Summa cancerogena PAH	65570000533605	mg/kg Ts	22	140	< 0,030	3,8	0,68	17	0,13	13	32,7	0,13
Summa övriga PAH	65570000533606	mg/kg Ts	21	140	0,26	4,2	0,68	17	0,23	23	34,3	0,245
Summa totala PAH16	65570000533595	mg/kg Ts	43	280	0,29	8	1,4	34	0,35	36	67,1	0,32
PCB 28	65570000526896	mg/kg Ts				0,065					0,065	e.a
PCB 52	65570000526897	mg/kg Ts				0,16					0,16	e.a
PCB 101	65570000526899	mg/kg Ts				0,19					0,19	e.a
PCB 118	65570000526901	mg/kg Ts				0,14					0,14	e.a
PCB 153	65570000526898	mg/kg Ts				0,13					0,13	e.a
PCB 138	65570000526900	mg/kg Ts				0,12					0,12	e.a
PCB 180	65570000526902	mg/kg Ts				0,028					0,028	e.a
S:a PCB (7st)	65570000533853	mg/kg Ts				0,83					0,83	e.a
Arsenik As	3120000089831	mg/kg Ts	11	10	6,3	7,5	1,5	10	6,3	8,6	8,1	6,3
Barium Ba	3120000133877	mg/kg Ts	930	520	160	260	26	570	170	290	432,7	165,0
Bly Pb	3120000089847	mg/kg Ts	670	560	22	310	20	590	24	420	428,3	23,0
Kadmium Cd	3120000089849	mg/kg Ts	34	28	0,19	4,6	0,72	17	0,24	8,3	15,4	0,2
Kobolt Co	3120000133878	mg/kg Ts	17	16	15	16	5,5	17	15	15	14,4	15,0
Koppar Cu	3120000133893	mg/kg Ts	1800	1700	35	510	71	2800	45	320	1200,2	40,0
Krom Cr	3120000133889	mg/kg Ts	400	290	58	82	37	160	57	140	184,8	57,5
Kvicksilver Hg	3120000060595	mg/kg Ts	14	10	< 0,046	3,6	0,45	23	0,1	1,5	8,8	0,1
Nickel Ni	3120000133882	mg/kg Ts	76	59	36	38	12	53	35	45	47,2	35,5
Vanadin V	3120000133875	mg/kg Ts	68	69	67	65	31	60	65	61	59,0	66,0
Zink Zn	3120000140090	mg/kg Ts	2400	1900	130	860	100	2400	130	600	1376,7	130,0

Bilaga 4 Utdrag ur Naturvårdsverkets beräkningsprogram för hudkontakt

Naturvårdsverket, version 2.0.1																	Exponeringsvägarnas påverkan på hälsoriskbaserat riktvärde							
Riktvärden							Envägskoncentrationer (mg/kg)										Påverkan på ojusterat hälsoriskbaserat riktvärde							
Ämne	Envägskoncentrationer (mg/kg)						Riktvärde för hälsa, långtidseff.	Justeringar (mg/kg)		Hälsoriskbaserat riktvärde	Skydd av markmiljö (mg/kg)	Spridning (mg/kg)			Riktvärde hälsa, miljö, spridning	Bakgrundshalt (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
PAH-H	beaktas ej	80	beaktas ej	beaktas ej	beaktas ej	beaktas ej	80	300	data saknas	80	2,5	50	2,7	74	2,5	data saknas	2,5	PAH-H	0,0%	100,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
Aromat >C10-C16	beaktas ej	38000	beaktas ej	beaktas ej	beaktas ej	beaktas ej	38000	data saknas	data saknas	38000	3	500	7,9	260	3	data saknas	3,0	Aromat >C10-C16	0,0%	100,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
Aromat >C16-C35	beaktas ej	29000	beaktas ej	beaktas ej	beaktas ej	beaktas ej	29000	data saknas	data saknas	29000	10	250	4,8	34	4,8	data saknas	5,0	Aromat >C16-C35	0,0%	100,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
Bly	beaktas ej	24000	beaktas ej	beaktas ej	beaktas ej	beaktas ej	24000	600	data saknas	600	200	beaktas ej	130	3600	130	20	120	Bly	0,0%	100,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
Kadmium	beaktas ej	25000	beaktas ej	beaktas ej	beaktas ej	beaktas ej	25000	250	data saknas	250	4	beaktas ej	7,2	16	4	0,2	4,0	Kadmium	0,0%	100,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
Kvicksilver	beaktas ej	1600	beaktas ej	beaktas ej	beaktas ej	beaktas ej	1600	data saknas	data saknas	1600	5	beaktas ej	2,2	2,4	2,2	0,1	2,0	Kvicksilver	0,0%	100,0%	0,0%	0,0%	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: **Masugnen 7, sediment**
Generellt scenario: **KM**

Eget scenario: **Masugnen 7, sediment**
Generellt scenario: **KM**

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

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