
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.

Föroreningssituationen 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

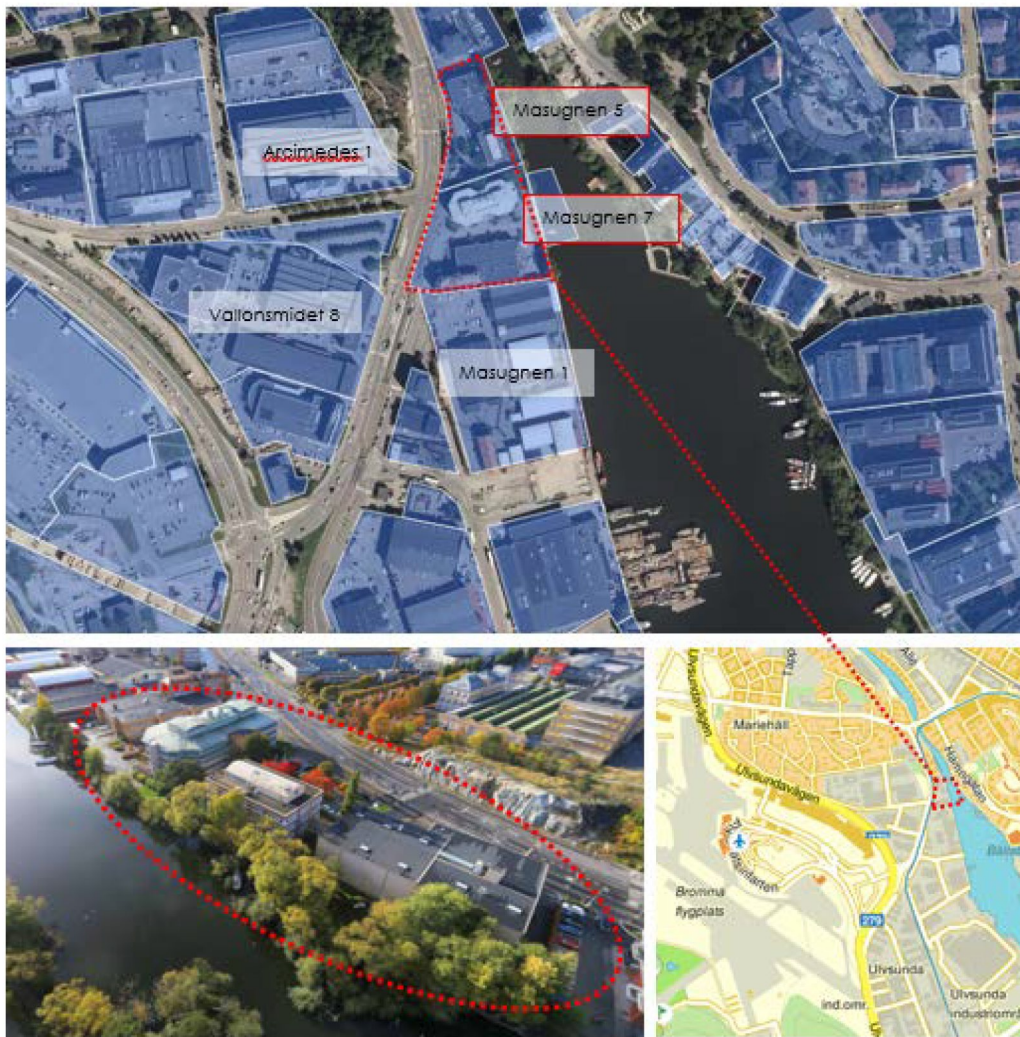


Figur 2-1 Strandremsan utmed Masugnen 5 och 7 som omfattas av riskbedömningen, markerat med orange. Området utgörs till stor del av fyllnadsmassor med varierande föroreningsinnehåll.

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.



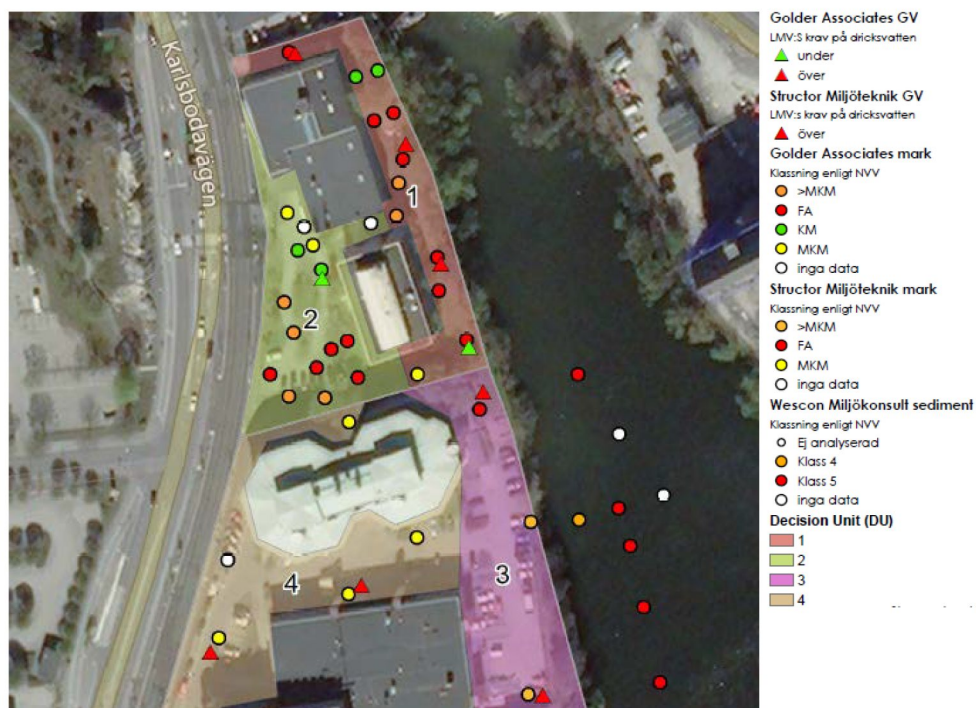
Figur 3-1 Masugnen 5 och 7. Nedre vänstra bilden visar de byggnader som idag är upprättade på Masugnen 5 och 7 (vy från N mot S).

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 delpровер 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 bostadsbyggnad 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.



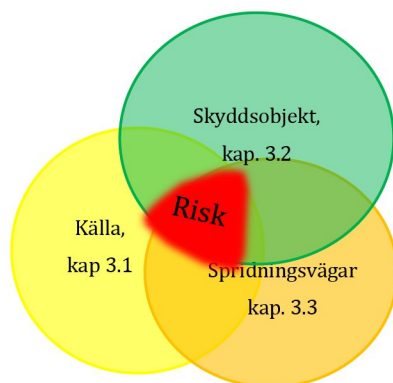
Figur 4-1 Samtliga provtagningspunkter samt föroreningsnivå inom Masugnen 5 och 7

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 saltinträning 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

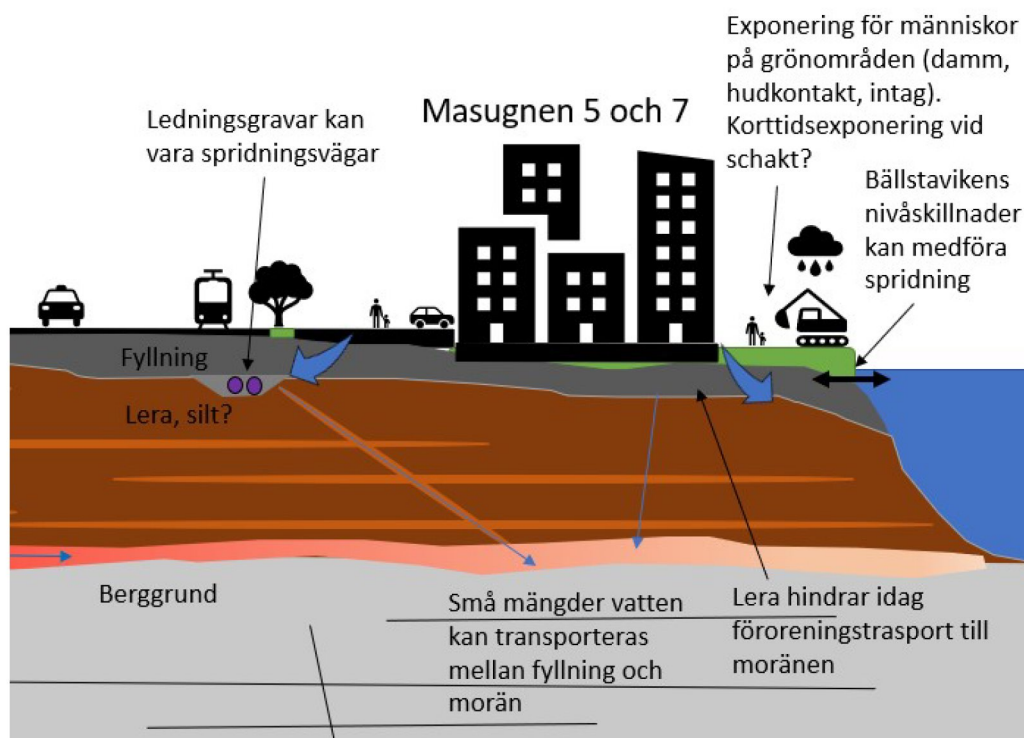
De huvudsakliga spridningsvägarna inom området är via vatten. Antingen genom att nederbörd infiltrerar genom fyllningen och avrinner till recipienten (Bällstaviken). Eller så är Bällstaviken i sig en spridningsväg då ytvattennivåer kan variera och dessa variationer gör att vatten strömmar in och ut ur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

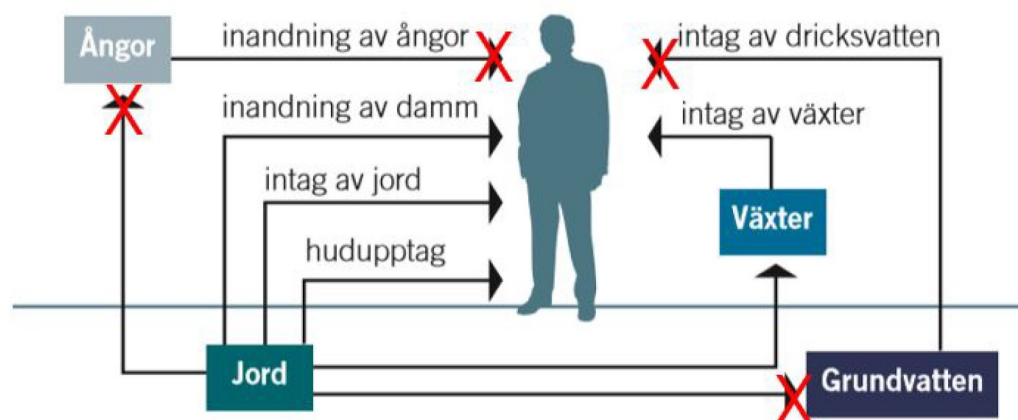
Exponering av förorenade massor för människor bedöms främst ske vid markarbeten eller från ytligt belägen jord inom grönområden. De främsta exponeringsvägarna är intag av jord samt inandning av damm. I Figur 4-2 och Figur 4-3 visas konceptuella modeller över spridningsvägar och exponeringsförutsättningar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

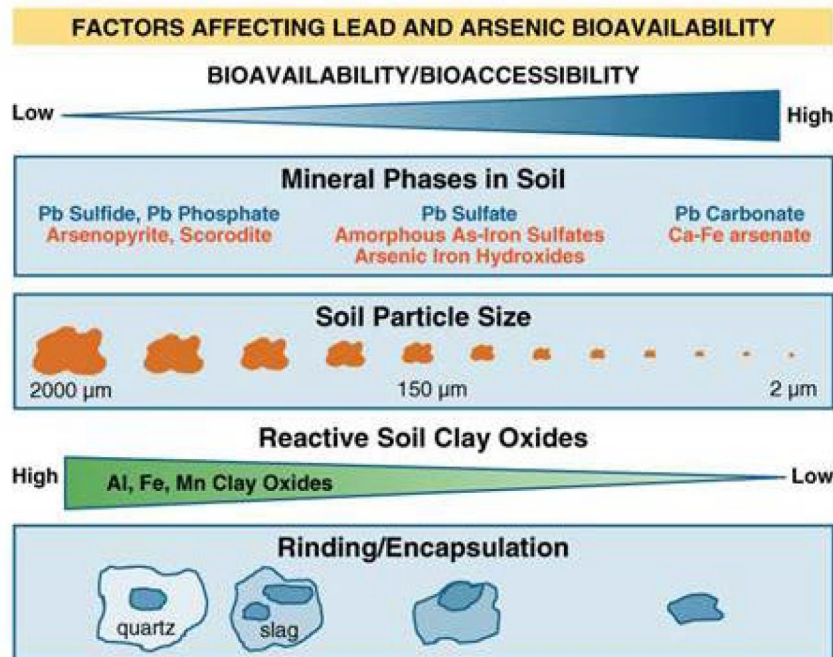
- Exponering sker vid eller i samband med markarbeten under 20 dagar per år, gäller både vuxna och barn

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 $A = 3000 \text{ m}^2$ (antar att vattenutbyte sker i första 15 m från strandlinjen)

Fyllningens porositet (antaget 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 utbyten 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 markökologiska systemet. Det markmiljöökologiska 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 markökosystem att 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 markökosystemet.

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 Markökosystemets 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 redovisar mikrobiologiska aktiviteten (SIR-rate), mikrobiologiska biomassan (PLFA) och extraherbara mikrobiologiska biomassan (CHCl₃C) 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 yttlig 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)	1100 (m)
Cr tot	80 (m)	1100 (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. Markföroreningar 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

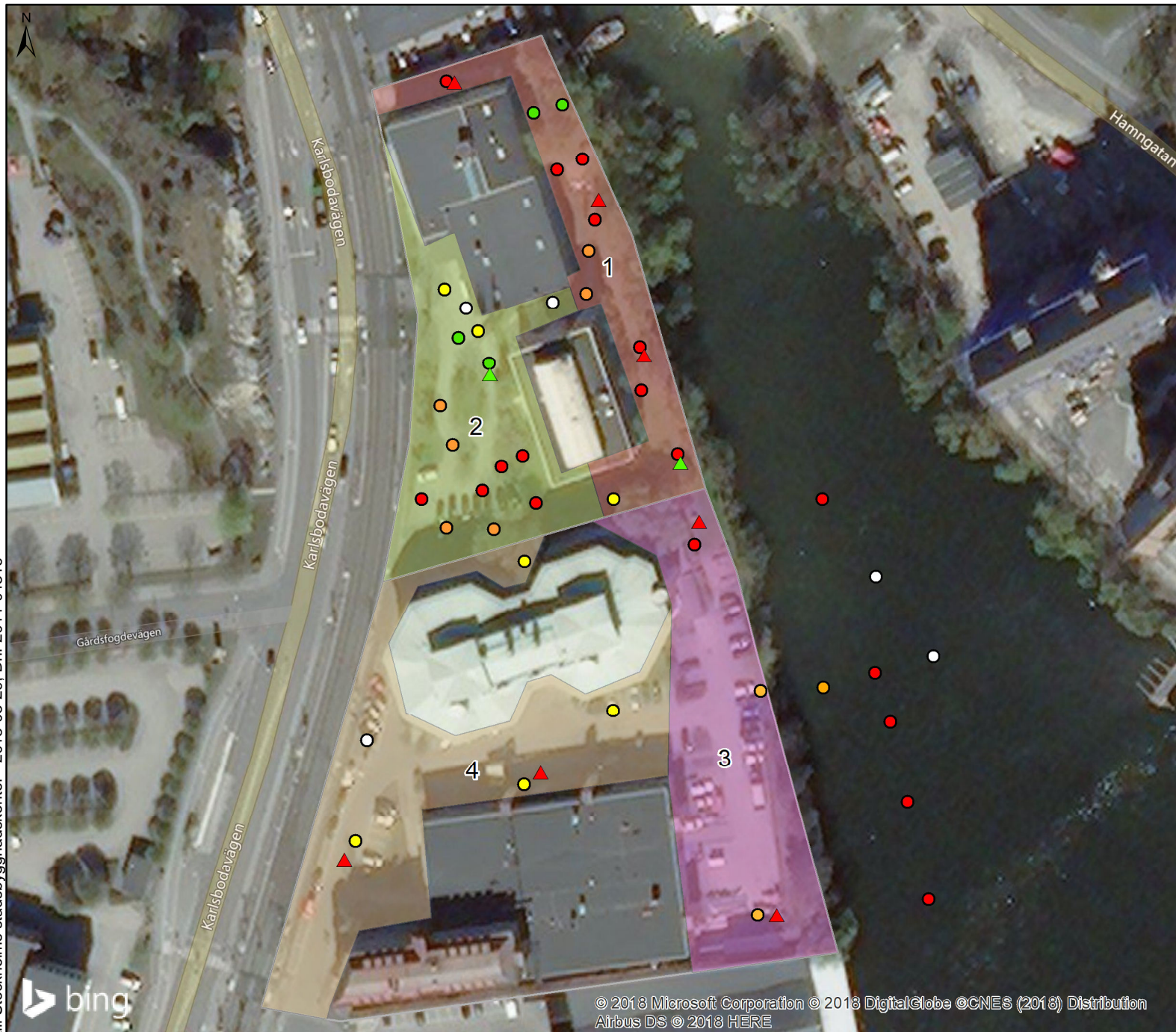


Erika Modig

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

Wescon
miljökonsult

Norra Källgatan 22, 722 11 Västerås
| Tel vxl 0221-490 09 90 | www.wescon.se
| E-post: foramn.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