

PM Fördjupad riskbedömning för den norra delen av parken, inom detaljplan för Sydvästra Stensö

Innehåll

Innehåll	1
Sammanfattning	2
Syfte och bakgrund	3
Avgränsning	5
Metodik	6
Bedömningsgrunder	6
Påträffade halter	7
Fördjupad riskbedömning	8
Riktvärdesberäkning	8
Resultat	9
Riskbedömning för bly genom jordintag	10
Probabilistisk riskbedömning	12
Slutsats	15
Riskhantering	16
Fotografier från parkområdet	19

Sammanfattning

Parken har mellan samrådet och granskningen av detaljplanen för Sydvästra Stensö undersökts ytterligare för markföroreningar (Rejlers, 2024). Likt under samrådet visar utredningarna på förhöjda halter av föroreningar som sannolikt härrör från de fyllnadsmassor som underlagrar parken. Föroreningarna förekommer heterogent på området, i ytliga massor. Riskerna förknippade med höga halter av framför allt metaller och PAH:er behöver åtgärdas.

Denna fördjupade riskbedömning har tagits fram av Nacka kommun och samrått med tillsynsmyndigheten på kommunen. Slutsatsen i PM:et är att föroreningarna i parken ska hanteras genom *riskminimering*, det vill säga inte genom *sanering* (utgrävning av mark som vanligtvis görs för exempelvis bostadsmark) eller andra mer genomgripande åtgärder. De hälsorisker som kan föreligga uppkommer vid intag av jord eller bär/frukt från parkens träd och buskar. Risken för exponering på grund av intag av frukt och bär bedöms som måttlig, men befintliga fruktträd och bärbuskar bör inventeras och riskbedömas (utifrån till exempel höjd, placering, rotdjup, med mera) och vid behov åtgärdas. Detta bedöms kunna göras under våren 2025, och träd eller buskar kan då vid behov beskäras eller avverkas.

Lekplatsen anlades på slutet av –60-talet, delvis med grus och asfaltsytor och planteringar. Den är sedan restaurerad i två omgångar varvid jord grävts bort på vissa ytor och olika nya material (geotextil, sand, asfalt, grus, planteringsjord) tillförts. Sannolikt är de ursprungliga fyllnadsmassorna avlägsnade där restaurering har skett. Eftersom massor har avlägsnats och nya material har tillförts bedöms risken att exponeras för föroreningar som liten i dagsläget. Med tanke på ovanstående bedöms även riskerna för föroreningsexponering från lekplatsen längre tillbaka i tiden som liten. Vid kommande planerad restaurering av lekplatsen (preliminärt år 2027) bör geotextil eller motsvarande anläggas under nytt (rent, fritt från föroreningar) material i de delar som ersätts. Det bedöms ge en fullgod hantering av riskerna för små barn som vistas på lekplatsen.

Det finns en punkt i anslutning till tennisbanan som har höga halter av föroreningar. Utifrån förutsättningarna på platsen bedöms föroreningarna på platsen inte vara nödvändiga att åtgärda. Vill man ändå göra det kan det ske i samband med genomförandet av detaljplanen, antingen genom övertäckning eller bortgrävning, beroende på vilket som är mest effektivt ur ett riskminimeringsperspektiv.

Vatten infiltreras vid nederbörd i parken idag. Om nya lösningar för vattenhantering (dagvatten eller skyfall) anläggs bör tätskikt användas för att minska risken för att kvicksilver från området når ytvatten, där vattenlevande organismer lever. Dessa kan skadas av kvicksilver. Vid schaktning av massor för till exempel anläggningar för dagvatten- och skyfallshantering behöver provtagning av massorna utföras. Med vidtagna skyddsåtgärder bedöms påverkan på vattenlevande organismer minska jämfört med i dagsläget.

Utifrån ovan beskrivna åtgärder bedöms parkmarken vara lämplig för sitt ändamål.

Syfte och bakgrund

Att utföra en fördjupad riskbedömning för den norra delen av parkområdet inom detaljplan för Sydvästra Stensö KFKS 2020-00067 som sedan tidigare undersökts översiktligt och riskbedömts förenklat av Bjerking (2022) och Rejlers (2024), för att bedöma och ge beslutsunderlag för huruvida marken behöver saneras eller om den kan vara kvar utifrån risk för människors hälsa och miljö.

Föroreningar har påträffats vid de tidigare undersökningarna av parkområdet. I Rejlers undersökning togs 18 prov totalt varav 9 i den del av parken som benämns ”Norra parken”. Halterna överskrider ställvis riktvärdena för känslig markanvändning (KM). Frågeställningen är om föroreningarna kan utgöra risk för människors hälsa att vistas i parken, och om de innebär en oacceptabel risk för miljön. Punkterna framgår av karta nedan:



Figur 1. Provtagningspunkter. (Rejlers 2024)

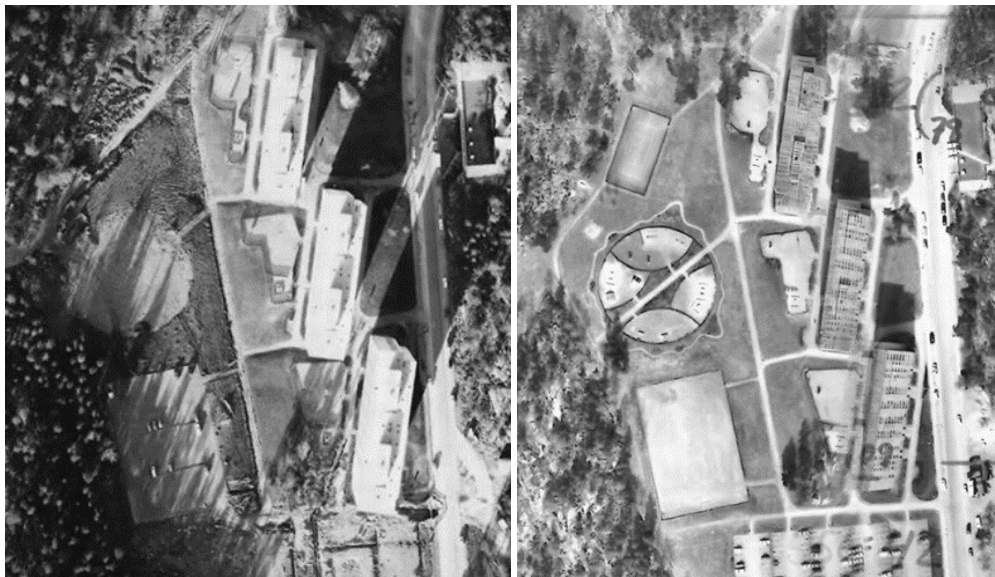
Parkmarken med lekplatsen anlades ca 1967, och då sannolikt med förorenade fyllnadsmassor. Den geotekniska undersökningen för aktuell del av detaljplanen

(Bjerking 2023) visar att det överst finns matjord i form av sandig mull, och under det fyllning med bland annat tegelrester.



Provtagningspunkt 22B02 (Bjerking 2023)

Ursprungligen belades ytorna på lekplatsen med huvudsakligen grus och asfalt. Lekplatsen har sedan rustats upp i två omgångar, kring 1983 och 2012. Det generella arbetssättet vid upprustning av lekplatser är att gräva ur ca 0,5 m jord för rabatter, buskar och träd, (allt som planterats), mark schaktas ur 40-60 cm för fyllnad av leksand, dränerande material läggs under, och eventuella gruslager är ca 20 cm. Av mängdförteckningen från upprustningen kring 2012 att döma, gjordes markarbeten som jordschaktning av ca 160 m³ som kördes bort, och sedan anlades bland annat dränerande lager (makadam), geotextil, slitlager/ytliga lager som stensmjöl och sand, växtbäddar samt baksand (till sandlådor). Den eventuella fyllning som fanns under lekplatsen från början förefaller sålunda ha bytts ut/täckts över i två omgångar, förutom vid anläggandet. Det är också ett standardförfarande att byta ut baksand på lekplatser med jämna mellanrum.



Lekplatsen 1967 (till vänster) och 1976 (till höger)



Lekplatsen 2001 (till vänster) och 2023 (till höger)

Avgränsning

Det bedömda området är det som benämns Norra parken. Exponerade grupper är barn (och vuxna) som leker i och besöker parken. Risker som bedöms är hälsorisker för människor, samt även miljörisker för vattenlevande organismer. Övriga miljörisker bedöms inte relevanta att bedöma då markmiljön bedöms ha en fullgod funktion ("park") samt att växtlighet finns etablerad och förefaller välmående. Växter har också dokumenterad god effekt att rena marken från föroreningar vilket indikerar att växter kan tåla höga föroreningshalter i marken utan att skadas.

Metodik

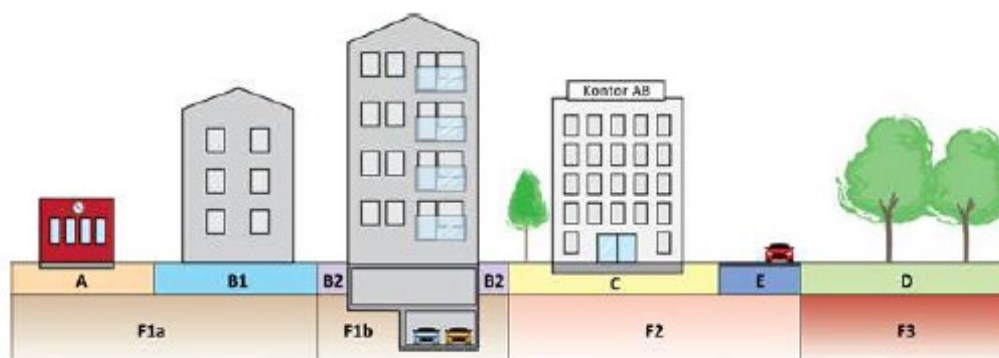
Risakanalysen utförs stegvis efter behov och utfall i enlighet med gången nedan: Först beräknas riskkvoter på enklaste sätt, genom jämförelse mot etablerade rikt- och gränsvärden. Nästa steg är att beräkna plats- eller ämnesspecifika rikt-/gränsvärden. Sedan görs en fördjupad analys och bedömning utifrån t.ex. kumulativ bedömning, biotillgänglighet, spridning och exponering med mera. Det sista steget innebär att den deterministiska modellen överges och probabilistiska beräkningar görs, dvs. att man beräknar utifrån sannolikheter och fördelningar i stället för medelvärden eller värsta-fall.

Bedömningsgrunder

Generellt används Naturvårdsverkets generella riktvärden för känslig markanvändning (KM) och mindre känslig markanvändning (MKM) (Naturvårdsverket 2009). Utöver detta finns även storstadsspecifika riktvärden för jord i Stockholm framtagna (Stockholms Stad 2019) samt haltgränser för farligt avfall (FA) (Avfall Sverige 2019).

De storstadsspecifika riktvärdena för Stockholm är avsedda att användas vid framtida mindre exploateringsprojekt inom Stockholms stad och har tagits fram för fem huvudsakliga markanvändningsscenarier och för ytlig och djup jord (Figur 2):

- A. Förskola, skola och småhus med mindre tomt, 0-1 m
- B. Flerbostadshus, 0-1 m
- C. Verksamheter och kontor, 0-1 m
- D. Nyanlagda parker och grönytor, 0-1 m
- E. Under hårdgjorda ytor, 0-1 m
- F. Djupare jord, >1 m



Figur 2 Markanvändningsscenarier för de Storstadsspecifika riktvärdena för jord i Stockholm (Stockholms Stad 2019)

Trots att parken inte är nyanlagd bedöms det mest relevanta riktvärdet att använda vara det storstadsspecifika riktvärdet för nyanlagda parker och grönytor, 0-1 m, det som benämns "D" i figur 2.

Det finns vissa begränsningar för när riktvärdena inte är tillämpliga, t.ex. bör det förorenade området vara litet (ca 50 x 50 m), ingen omfattande frilandsodling för konsumtion bör ske och inget betydande lokalt omhändertagande av dagvatten bör finnas. Inte heller bör området ligga i direkt närhet till en ytvattenrecipient. Om något av ovanstående gäller kan platsspecifika bedömningar krävas för vissa av antagandena som ligger till grund för riktvärdena.

Det bör betonas att de storstadsspecifika riktvärdena för jord i Stockholm inte är anpassade för befintliga parker eller naturområden. För befintliga parker eller naturområden kan en platsspecifik bedömning krävas, särskilt med avseende på markmiljöskydd. Undersökningar har visat att flera av de befintliga parker och naturområden som finns i staden är förorenade (Stockholms Stad 2019) men såvida detta inte innebär en risk för de människor som vistas i områdena eller riskerar att orsaka föroreningsutbredning, finns det goda skäl att bevara de befintliga parkerna och naturområdena. De storstadsspecifika riktvärdena för jord i Stockholm kan vara tillämpliga även inom befintliga park- eller naturområden men en platsspecifik bedömning av åtgärdsbehovet bör göras (Stockholms Stad 2019).

Påträffade halter

Föroreningarna är i princip koncentrerade till tre punkter, 24RE01, 24RE03 och 24RE04 (jämför figur 1), med undantag av PAH-H och bly. Dock kan det inte uteslutas att detta är utslag på variation och stickprov. Det innebär att det inte kan uteslutas att övrig mark har föroreningar i paritet med de påträffade. Rejlers har beräknat medel, 90%-il och representativ halt (UCLM95) för egenskapsområdet parkmark:

Tabell 1. Beskrivande statistik egenskapsområdet Parkmark (mg/kg TS) och riktvärde D (RV.D) samt hälsoriskbaserat riktvärde, envägskoncentrationer. n=antalet provpunkter.

Parameter	n	min	max	medel	90%il	UCLM95	RV.D	Hälsa
Arsenik (As)	15	3	18	9	15	11,6	10	20
Barium (Ba)	15	40	5740	798	1752	1605	300	3800
Kadmium (Cd)	15	0,15	4,4	1,6	4	2,4	2	27
Kobolt (Co)	15	5,5	19	11	14	13	35	270
Krom (Cr)	15	25	202	52	58	32	150	29000
Koppar (Cu)	15	15	1480	331	837	526	200	5600
Kvicksilver (Hg)	9	0,4	5,2	2,3	5	3,3	1	1,4
Nickel (Ni)	15	12	281	55	83	86	120	2300
Bly (Pb)	15	14	2370	648	1750	1000	70	63
Zink (Zn)	15	70	2610	956	2442	1397	500	57000
PAH-L	8	0,1	9,5	1,5	3	3,7	15	190
PAH-M	15	0,4	249	21	20	50	20	42
PAH-H	15	0,4	233	22	23	49	1,8	23

Medelvärden, 90-percentilen och representativ halt överskrider envägskoncentrationer (dvs ett riktvärde för enbart en enskild exponeringsväg) för kvicksilver och bly. Avseende PAH-H är halterna i nivå med envägskoncentrationen. Representativ halt för PAH-M

och PAH-H överskrider envägskoncentrationen. Enskilda hot-spots (lokalt höga halter) kan medföra att skattade medelvärden av föroreningar i ett 95% konfidensintervall blir något förhöjda i jämförelse med t.ex. medelvärden och 90-percentiler. Så är sannolikt fallet för PAH-M och PAH-H. Beträffande hälsorisker i den norra parken är kvicksilver, bly, PAH-M och PAH-H de föroreningar som behöver beaktas.

Fördjupad riskbedömning

För de föroreningar som påträffats över de hälsobaserade envägskoncentrationerna (kvicksilver, bly, PAH-M och PAH-H) görs en fördjupad riskbedömning.

Riktvärdesberäkning

Som ett första steg beräknas platsspecifika riktvärden för de storstadsspecifika riktvärdena scenario D, normaltät jord, med Naturvårdsverkets beräkningsverktyg v 2.2. med följande parametrar. Generellt scenario för KM används.

Tabell 2 Exponeringsparametrar

Parameter	Värde	Anmärkning
Intag av jord (dagar/år) exponeringstid barn	365	Enligt modellbeskrivning
Intag av jord (dagar/år) exponeringstid vuxna	365	-"-
Hudkontakt (dagar/år) exponeringstid barn	120	-"-
Hudkontakt (dagar/år) exponeringstid vuxna	120	-"-
Inandning damm (dagar/år) exponeringstid barn	365	-"-
Inandning damm (dagar/år) exponeringstid vuxna	365	-"-
Inandning damm andel inomhusvistelse	0	-"-
Intag växter barn (kg/d)	0,25	-"-
Intag växter vuxna (kg/d)	0,4	-"-
Andel från odling på plats	0,05	-"-
Inandning ångor barn (d/år)	365	-"-
Inandning ångor vuxna (d/år)	365	-"-
Andel inomhusvistelse	0	Ingen inomhusvistelse antas.
Luftomsättning i byggnaden	12	Enligt modellbeskrivning

Intag av dricksvatten	Beaktas inte	-"-
Intag av fisk	Beaktas inte	-"-
Skydd av markmiljö	MKM	-"-
Skydd av grundvatten	Beaktas inte	-"-
Infiltration (mm/år)	140	-"-
Bakgrundshalt bly (mg/kg TS)	60	-"-
Bakgrundshalt kvicksilver (mg/kg TS)	0,5	-"-

Resultat

Utifrån ovanstående beräknas platsspecifika riktvärden:

Tabell 3 Riktvärden i mg/kg TS samt UCLM95 utifrån scenario D.

Ämne	UCML95	Riktvärde	Styrande för riktvärde
Bly	1000	60	Bakgrundshalt
Kvicksilver	3,3	1,2	Intag av växter
PAH-M	50	40	Intag av växter
PAH-H	49	1,8	Intag av växter

Samtliga halter överskrider det första riktvärdet. Intag av växter är styrande. Det är satt till 5% i modellbeskrivningen utifrån att intaget av frilandsodlade växter på parkområden bedöms vara begränsat och detta värde skulle motsvara intaget från enstaka fruktträd, bärbuskar och svamp. Ur modelleringsperspektiv innebär detta att barn skulle inta 12,5 g frukt/bär/svamp per dag från området (5 % av 250 g som är det genomsnittliga dagliga intaget av växter i modellen). Detta motsvarar ca 2 körsbär/dag eller 14 körsbär/vecka vilket inte ter sig orimligt. Kvicksilver och PAH kan tas upp av växter och överföras till ätliga delar. Dock är det inte säkert att detta sker om föroreningen är ytlig, emedan rötterna når djupare. Upptag i växter varierar dessutom mellan olika typer av föroreningar och växter. För kvicksilver är den vanligaste elimineringsvägen fytoextraktion och fytovolatilisering genom bladen. Det finns en korrelation mellan halter av föroreningar i jorden och halter i växter, men denna korrelation är starkast vid låga koncentrationer och den är svagare, eller icke-existerande, vid högre koncentrationer. Det är inte känt hur PAH och kvicksilver tas upp av körsbär, däremot

så finns det data från andra växter, men det varierar mellan olika växter hur bra upptaget är. En specifik växt kan vara lämplig för att ta upp en viss förorening, men inte alls lämplig för en annan. Studier på körsbär visar att metaller tas upp, men i olika hög grad. För körsbär och plommon gäller att zink tas upp mest, följt av koppar och bly ($Zn > Cu > Pb$). Som ett worst-case får antas att kvicksilver, och PAH, kan tas upp av körsbär och överföras till frukterna. Tolerabelt dagligt intag (TDI) motsvarar i så fall cirka 2 körsbär/dag eller 14 körsbär/vecka. Om riskminimerande åtgärder vidtas (t.ex. beskärning av träd och buskar) bedöms risken minska. Om denna exponeringsväg skulle elimineras (t.ex. genom att ta bort fruktträd och bärbuskar) bedöms exponeringen försumbar.

Modifierad riktvärdesberäkning

Utifrån att exponeringen intag av växter tas bort erhålls följande riktvärden:

Tabell 4 Riktvärden i mg/kg TS samt UCLM95 utifrån scenario D utan exponeringsväg intag av växter.

Ämne	UCML95	Riktvärde	Styrande för riktvärde
Bly	1000	60	Bakgrundshalt
Kvicksilver	3,3	1,8	Skydd av ytvatten
PAH-M	50	40	Skydd av markmiljö
PAH-H	49	3,5	Intag av jord

Borttagning av exponeringsväg intag växter gör sålunda ingen skillnad på resultatet ur ett riktvärdesperspektiv. De hälsobaserade riktvärdena är enligt modellen:

Tabell 5 Hälsobaserade riktvärden

Ämne	UCML95	Riktvärde	Styrande för riktvärde
Bly	1000	20	Intag av jord
Kvicksilver	3,3	5,3	Intag av jord
PAH-M	50	93	Långtidseffekt
PAH-H	49	3,5	Intag av jord

Utifrån ett hälsoperspektiv är det enbart bly och PAH-H som utgör ett problem. Kvicksilver kan framför allt utgöra ett problem för vattenlevande organismer. PAH-M utgör enligt modellen ett problem för markmiljön (marklevande organismer) men modellen antas här inte stämma eftersom markmiljön förefaller välfungerande.

Riskbedömning för bly genom jordintag

En fördjupad riskbedömning görs utifrån barns exponering för bly genom jordintag.

Information om barns och ungdomars fritidsaktiviteter finns framtaget av SCB och Friluftsrådet. Enligt denna tillbringas barn mest tid utomhus, sedan ungdomar och sist vuxna. En 5-åring antas vistas i snitt 20 h i veckan utomhus, en 15-åring mindre än 10 h/vecka och en vuxen tillbringas ca 4 h i veckan utomhus i genomsnitt.

Barn mellan 5 och 15 år tillbringas i snitt 15 h i veckan utomhus och 17 % av dessa anger att de vistas mer än 30 h i veckan utomhus. Merparten av utomhusaktiviteterna äger rum i den egna trädgården eller på gården och 28 % anger att de leker i skogen och klättrar i träd. Den mest aktiva gruppen av barn kan alltså tillbringa 30–40 h i veckan utomhus och ca 1/3 del av dessa kommer ofta att vara i skogen. Vi kan anta att den aktiva perioden är mellan mars – oktober (8 av 12 månader) då lek i skogen sker. Detta skulle innebära en exponering om ca 160 dagar per år. För vintermånader finns ingen statistik att tillgå, men att mängden utomhusvistelser sjunker markant under november – februari är högst sannolikt. Om vintern är snörik ökar säkert vistelsen utomhus men vid snötäcke är exponeringen för jord nästan obefintlig (Wescon 2021).

I Naturvårdsverkets beräkningsmodell för känslig markanvändning antas att 100 mg/dag för barn upp till 6 år oavsiktligt nedsväljs. Utöver detta intag adderas ytterligare 20 mg/dag med hänsyn till enstaka pica-beteende (aptit för sådant som inte är livsmedel) under barnets uppväxt, totalt 120 mg/dag. Motsvarande mängd jord för vuxna är 50 mg/dag. Som underlag till bedömningen hänvisar NV till en rapport från USEPA daterad år 2002, denna uppdaterades i september 2017. Av den framgår att intag av jord vid utomhusvistelse är ca 40 mg/dag + pica-intag. Skulle samma påslag om 20 mg/dag göras blir det genomsnittliga intaget 60 mg/dag, 95:e percentilen är 90 mg/dag. Detta överensstämmer med Naturvårdsverkets generella exponeringsscenario för MKM som är 80 mg/dag för barn (Wescon 2021). Beräkningarna görs för barn som är den känsligaste gruppen individer.

Exponeringsförutsättningar:

Tabell 6 Exponeringsparametrar

Parameter	Värde	Enhet	Anm.
C_{is} (bly)	1000	mg/kg	UCML95
C_{is} (PAH-H)	49	mg/kg	UCML95
Antal dygn exponering, t_{is}	160	d/år	
Kroppsvikt, m	15	kg	
Dagligt intag jord, SI	90	mg	100 % av partiklarna kommer från det förorenade området
TDI , bly	3,5E-03	mg/kg, d	
TRV , $RISK_{or}$ PAH-H	8,3E-06	mg/kg,d	Riskbaserat intag, istf. TDI motsvarande toxiskt referensvärde

Biotillgänglighetsfaktor, f_{bio-or} <i>or</i>	1		Biotillgänglighetsfaktor, 1 = 100 %
---	---	--	--

Jordintag

Dosen som barn exponeras för med *jordintag* beräknas enligt:

$$\text{Dos (mg/kg d)}(R_{is}): C_{is} \cdot f_{bio-or} \cdot SI \cdot t_{is} / 365 \cdot m \cdot 10^6$$

Tabell 7 Beräknat jordintag.

Ämne	C_{is} mg/kg	f_{bio-or}	SI Mg	M Kg	t_{is} D	Dos mg/kg d	% av TDI/ TRV
Bly	1000	1	90	15	160	2,63E-03	526%
PAH-H	49	1	90	15	160	1,29E-04	1553%

Beräkningarna visar att intaget av jord kan utgöra en väsentlig risk för bly och PAH-H.

Probabilistisk riskbedömning

För att utreda riskerna som identifierats och för att närmare beskriva riskerna görs en probabilistisk (sannolik/prövande) riskbedömning där fördelningsfunktioner med fördelning, medelvärde och standardavvikelse används istället för medelvärden.

Jordintag

De parametrar som tillåts variera är halterna av påträffade ämnen (C_{is}), kroppsvikten (m), jordintag (SI) samt antal dygn med exponering (t_{is}):

$$p(R_{is}) = p(C_{is}) \cdot f_{bio-or} \cdot p(SI) \cdot p(t_{is}) / 365 \cdot p(m) \cdot 10^6$$

Påträffade halter: Beskrivs som en normalfördelning med medelvärde och standardavvikelse (STDAV) utifrån uppmätta halter. Om detta enbart beräknas utifrån medelvärde i rapporten, samt att standardavvikelsen skattas som (max-min)/4 erhålls värden som tyder på väldigt stor variation:

Tabell 8 medelvärde och standardavvikelse (skattad som max-min/4)

Ämne	Medel	STDAV
Bly	648	589
PAH-H	22	58

För PAH-H innebär det att STDÄV överskrider medelvärde vilket tyder på stor variation i datamängden samt en skev fördelning.

Då det är fråga om stickprovsundersökningar kan standardavvikelsen för stickprov istället beräknas genom formeln

$$s = \sqrt{\frac{\sum(x - m)^2}{n - 1}}$$

Skillnaden mot den vanliga formeln för standardavvikelsen består i att man dividerar med (n - 1) istället för n. Detta utifrån att det erfarenhetsmässigt visats att detta ger en bättre uppskattning av den faktiska standardavvikelsen i hela populationen vid stickprovsundersökningar. Utifrån att samtliga påträffade halter tas med i beräkningen (24RE01-24RE18) beräknas medelvärde och standardavvikelse istället till:

Tabell 9 Beräknade medelvärden samt standardavvikelser (STDÄV).

Ämne	Medel	STDÄV	STDÄV(stickprov)
Bly (Pb)	545	720	741
PAH-H	19	53	54

För beräkningarna används för bly medel 545 mg/kg med STDÄV 741 och för PAH-H medelvärde på 19 mg/kg och STDÄV 54.

Antal dygn med exponering: Beskrivs som en normalfördelning med medelvärde om 20 dagar per år utifrån att barn mellan 5 och 15 år tillbringar i snitt 15 h i veckan utomhus (15/40*160) varav en tredjedel är i skog. Standardavvikelsen beräknas grovt utifrån att max är ca 53 dagar (30/40*8; 1/3), och min är noll (0), dvs (max-min/4) = 13.

Kroppsvikt: Medelvikt på 15 kg är normalvärde för 3 åringar. Utifrån data från CDC används 15 kg samt en standardavvikelse på 1,76.

Jordintag: Utifrån det genomsnittliga intaget 60 mg/dag, samt 95:e percentilen på 90 mg/dag används standardavvikelsen 15.

Resultat:

Bly: Monte Carlo simuleringar (n, dvs antalet simuleringar, =10 000) visade att exponeringen var i medel på 38 % av TDI, medianen 23% av TDI. 1 % av barnen beräknas exponeras för mer än TDI. 5 % av de exponerade barnen beräknas ha en daglig exponering på >20% av TRV. Eftersom spridningen är relativt stor är bedömningen att medianen är ett bättre mått på exponering än medelvärdet.

En Monte Carlo simulering innebär att modellen slumpvis genererar olika scenarier utifrån de givna förutsättningarna och parametrarna. Till exempel: en simulering görs för ett medelviktigt barn som vistas maximalt antal dygn i ett område med låg föroreningshalt samt har ett maximalt jordintag. Dosen beräknas för detta scenario. Nästa simulering blir exempelvis ett överviktigt barn som vistas 2/3 av medeldygnen i ett område med högsta föroreningshalten men med ett medelvärdes jordintag. Dosen beräknas för detta scenario. Och så vidare med nästa slumpmässiga simulering. Det

innebär att resultatet blir en beskrivning över hur många barn, som rent statistiskt utifrån de givna parametrarna, exponeras till en viss utsträckning. Det är alltså inte fråga om sannolikheten för ett givet scenario, även om det till viss del kan tolkas så.

Tabell 10 Monte Carlo simuleringar för intag av jord (bly), medel och median av dagligt jordintag som % av TDI.

Medel	38%
Median	23%
Andel >10% TDI	6%
Andel >20% TDI	5%
Andel >50% TDI	3%
Andel >100% TDI	1%

PAH-H: Monte Carlo simuleringar (n=20 000) visade att exponeringen var i medel på 118 % av TRV (TDI), medianen 45%. 4 % av barnen beräknas exponeras för mer än TRV. Eftersom spridningen är relativt stor är bedömningen att medianen är ett bättre mått på exponering än medelvärdet.

Tabell 11 Monte Carlo simuleringar för intag av jord (PAH-H), medel och median av dagligt jordintag som % av TRV (TDI).

Medel	118%
Median	45%
Andel >100% TRV	4%

Enligt modellen skulle barnen i medel exponeras för en dos som är 118% av TRV/TDI, i snitt 45 %. Men det är bara 4% av barnen som förutspås utsättas för mer än TRV/TDI. Anledningen till detta skeva resultat är fördelningen av data där en punkt innehåller väldigt höga halter (två tiopotenser mer än de lägsta). Utifrån detta är det sannolikt ett bättre mått att använda antalet barn med överskridanden av TRV (4%).

Som nämnts ovan, för PAH-H, är provpunkten som innehåller 233 mg/kg utslagsgivande för medelvärde och fördelning (medelvärde 19 mg/kg TS, STDAV 54). Om denna punkt tas bort blir medelvärdet istället 6 mg/kg, med en STDAV på 7,7, vilket i Monte Carlo-simuleringar resulterar i en maximal exponering av 0,002% av TDI (n=10 000). Det vill säga: om provpunkten 1 undantas (hanteras/saneras) från analysen föreligger inte risken längre. Detta kan dock inte göras rakt av. Utifrån att data är relativt knapphändiga kan det inte uteslutas att det kan finnas fler punkter som denna med höga värden, då det är en fyllnadsjord med heterogen föroreningsituation.

Slutsats

Utifrån ett hälsoperspektiv är det främst bly och PAH-H som utgör ett problem. Ur miljösynpunkt är det framför allt kvicksilver som kan utgöra ett problem för vattenlevande organismer. PAH-M utgör enligt modellen ett problem för markmiljön

(marklevande organismer) men detta kan antas inte stämma då markmiljön bedöms vara välfungerande.

Som ett värsta scenario antas att kvicksilver, och PAH kan tas upp av körsbärsträd och överföras till bären. Gränsen för intag skulle i så fall vara ca 2 körsbär/dag eller 14 körsbär/vecka. Om denna exponeringsväg skulle minskas eller elimineras bedöms exponeringen och därmed risken minska.

Data från Rejlers undersökning som beräkningarna baserats på, är relativt osäkra då halterna har stor spridning och det är förhållandevis få provpunkter, 18 stycken. Generellt sett innebär en större variation och spridning i halter/nivåer att det krävs flera provpunkter för att nå samma grad av säkerhet. I undersökningen är spridningen av haltnivåerna så pass stor att standardavvikelsen är större än medelvärdet. Standardavvikelse är ett mått på den genomsnittliga avvikelsen från medelvärdet. Ju större standardavvikelse desto större spridning. Undersökningen bedöms ändå vara tillräckligt omfattande för att kunna användas som underlag för denna fördjupade riskbedömning. Ett exempel på snedvridning av resultatet är att eventuella uteliggare ("outliers", enstaka punkter som avviker mycket från medelvärdet och övriga punkter) får oproportionerligt stor inverkan för resultatet. Modellingarna i undersökningen visar att risken för PAH-H vid exponering via intag av jord enligt modellen kan innebära risker. Om punkten med högst föroreningshalt tas bort från analysen föreligger inte risken längre. Samtidigt kan det inte uteslutas att det kan förekomma flera hotspots med höga halter som denna punkt, vilket gör resonemanget ovan problematiskt. Utifrån detta är bedömningen att ytterligare fördjupningar av analysen inte är meningsfulla utan riskerna bör istället hanteras kvalitativt.

Antalet provpunkter är relativt litet för att kunna uttala sig med större säkerhet gällande framförallt PAH-H där spridningen och variationen i resultatet är stort. Detta leder till att enskilda punkter får stor betydelse i analysen, vilket inte nödvändigtvis speglar den verkliga situationen. Dock är bedömningen att underlaget ändå är tillräckligt för att kunna fatta beslut på, men med förbehållet att underlaget är osäkert. Modellen som används för exponering är även den behäftad med osäkerheter, liksom bedömningen av upptag till bär som är baserad på en studie.

För att den norra parken ska vara lämplig för planerad markanvändning var Rejlers åtgärdsförslag att de påträffade föroreningarna behöver åtgärdas (Rejlers 2024). Denna fördjupade riskbedömning stöder detta i det att endera behöver området saneras eller riskhanteras.

I det sammanhanget bör man också ta med i bedömningen att parken har betydande värden i området som lek- och rekreationsyta, för biologisk mångfald och ekosystemtjänster samt ur landskapsbildssynpunkt.

Riskhantering

Som åtgärdsförslag föreslås minskning av exponeringen som lämplig metod för att minska risken.

Risken för intag av frukt och bär bedöms som måttlig, men befintliga fruktträd och bärbuskar bör inventeras och riskbedömas (utifrån t.ex. höjd, placering, rotdjup mm) och

vid behov åtgärdas. Särskilt de högre träden har värden för ekosystemtjänster som exempelvis skuggning och pollinering, vilket gör att det vore en fördel att kunna behålla dem. Åtgärderna planeras vidtas under våren 2025.

Det finns en risk för intag av jord. Det bedöms vara främst mindre barn som har ett intag av jord. Dessa bedöms samtidigt också leka mer på lekplatser och under uppsikt än äldre barn, som sannolikt istället använder gräs- och grönytor mera (men har samtidigt ett mindre intag av jord). Vid fältbesök på platsen 2024-11-19 kunde konstateras att större delen av parken har en grässvål/är täckt av växtlighet. Risken för intag av jord bedöms kunna minskas genom att täcka öppen jord med grässvål/växtlighet, alternativt täckbark eller liknande. Befintliga markytor inom berörd del av parken kommer att inventeras i syfte att bedöma behovet av markåtgärder. Åtgärder planeras vidtas under våren 2025. Den samlade bedömningen är att planerade åtgärder i kombination med att befintliga grönytor bibehålls täckta framgent innebär att risken för exponering genom jordintag är acceptabel.

Inga prover finns tagna i själva lekplatsen. Det är därför inte känt vilka halter som finns där. Dock anlades lekplatsen ursprungligen med nya ytor och den är restaurerad i två omgångar. Marken är, eller har varit, till övervägande del täckt av asfalt, grus, tillförd jord, olika typer av sand samt geotextil. Sannolikt är de ursprungliga fyllnadsmassorna avlägsnade eller inte tillgängliga. Vid kommande restaurering av lekplatsen (preliminärt planerad till år 2027) bör geotextil eller motsvarande anläggas under nytt [rent, fritt från föroreningar] material i de delar som ersätts. Det bedöms ge en fullgod hantering av riskerna.

Den identifierade punkten 24RE01 med höga halter PAH vid tennisbanan kan hanteras antingen genom sanering eller övertäckning. (Punktens höga värden påverkar riskbedömningen såpass mycket att om punkten togs bort bedöms inte längre risk föreligga på grundval av halterna i de kvarvarande punkterna.) Att åtgärda dessa föroreningar bedöms dock inte vara nödvändigt då risken för exponering utifrån förutsättningarna på platsen (hårt kompakterad mark, asfalt i anslutning till tennisbanan) bedöms vara låg eller försumbar. Om man ändå vill åtgärda punkten kan det göras senast i samband med att detaljplanen genomförs.

Det kan inte uteslutas att det förekommer punktkällor ("hot spots") inom övriga delar av området. Med tanke på att markanvändningen är park, och om man ser till att minimera ytor med öppet exponerad jord där människor vistas, bör dock risken för exponering av eventuella punktkällor vara acceptabel.

Vatten infiltreras i parken vid nederbörd idag, men om nya lösningar för dagvatten och skyfall anläggs bör tätskikt användas för att minska risken för vattenlevande organismer, utifrån de identifierade riskerna med eventuell påverkan från kvicksilver. Vid schaktning av massor för till exempel anläggningar för dagvatten- och skyfallshantering behövs provtagning av massorna. Sådana arbeten avses vidtas i samband med genomförandet av planens allmänna anläggningar. Med vidtagna skyddsåtgärder bedöms risken för påverkan på vattenlevande organismer minska jämfört med i dagsläget.

Alternativa tillvägagångssätt för att begränsa eller eliminera riskerna har övervägts, som att hårdgöra hela parken, gräva bort och sanera hela ytan eller stängla in den. De

alternativen skulle eliminera exponeringsvägarna och riskerna för människor. För de vattenlevande organismerna bedöms riskerna antingen minska (hårdgöring/sanering) eller förbli oförändrade (instängsling) jämfört med i dagsläget. De alternativen har dock inte bedömts vara försvarbara vare sig ur ett miljömässigt, ekonomiskt eller rimlighetsmässigt perspektiv.

Utifrån ovanstående bedöms föreslagen hantering av föroreningarna i parkmarken sammantaget vara den lämpligaste, och parken bedöms bli lämplig för sitt ändamål.

Fotografier från parkområdet



Norra parken mot punkten 24RE01 vid hörnet av tennisbanan rakt fram i bild.



Området runt punkt 24RE01.



Lekplatsen



Lekplatsen



Parken från lekplatsen mot husen.