

**RAPPORT – SAMLAD BEDÖMNING
MARKFÖRORENINGAR CENTRALA GUSTAVSBERG OCH
PÅVERKAN PÅ FARSTAVIKEN OCH ÖSBY TRÄSK**



Uppdrag: 242832, Miljötekniska utredningar Gustavsberg

Titel på rapport: Rapport - samlad bedömning Markföroreningar centrala Gustavsberg och påverkan på Farstaviken och Ösby träsk

Status: Rapport

Datum: 2013-11-21

Medverkande

Beställare: Värmdö kommun

Kontaktperson: Moa Öhman

Konsult: Tyréns AB

Uppdragsansvarig: Liselott Petersson

Handläggare: Liselott Petersson, Marit, Brandt, Nicklas Andersson, Nina Nilsson, Sofia Anfinset, Lars Marklund, Nadja Lundgren

Kvalitetsgranskare: Nina Nilsson, Nadja Lundgren

Revideringar

Revideringsdatum ÅR-MÅN-DAG

Version:

Initialer: Namn, Företag

Tyréns AB

118 86 Stockholm
Besök: Peter Myndes Backe 16

Tel: 010 452 20 00
www.tyrens.se

Säte: Stockholm
Org.Nr: 556194-7986

Sammanfattning

För framtidens Gustavsberg planeras det för bostäder, affärer, kultur-, idrotts- och utbildningsverksamheter, utvecklad infrastruktur samt rekreationsområden. I samband med detta har även flertalet miljötekniska undersökningar utförts och närvaro av föroreningar har konstaterats i varierande omfattning. Högst halter har påträffats i den norra sidan av Farstaviken samt i området kring Idrottsparken, i båda fall främst kopplat till gammalt porslins- och glasavfall. Förhöjda halter av främst bly finns dock även i södra och centrala delarna, även där ofta kopplat till porslinsavfall alternativt aska. I centrala delarna påträffas även förhöjda halter av PAH H i relativt stor omfattning.

Efter att resultaten sammanställts av Tyréns 2012 har förslag till kompletteringar utförts under 2013. De nya resultaten och bedömningarna har införlivats i denna rapport.

Riskbedömningen har visat att behov av åtgärder avseende förorenad mark, för att uppnå det övergripande åtgärds målet med **god bebyggd miljö**, finns inom vissa delar av detaljplaneområdena, även om exploatering i många fall kommer att innebära att exponering av föroreningarna minskar genom att ytor hårdgörs eller att byggnader uppförs. Åtgärdsbehovet gäller främst det norra delområdet samt Kattholmen inom det södra delområdet. Översiktliga undersökningar inom övriga områden där parker, skolor och/eller lekparkar ska anläggas visar generellt på acceptabla halter under förutsättning att fyllnadsmassor täcks med rena massor.

Sediment och ytvatten i Farstaviken är kraftigt påverkade och negativ påverkan finns på sediment- och vattenlevande organismer. Det finns dock inte någon risk för negativa hälsoeffekter vid upprepade bad med avseende på påträffade halter i ytvatten och sediment. För att inte försämra möjligheterna att **vattenkvalitet och sediment inte ska utgöra någon risk för människor eller djur** fullt ut krävs därför att utläckaget till Farstaviken inte ökar, utan på sikt minskar. Undersökningarna har dock visat att tillförseln av föroreningar fortgår idag, främst med avseende på TBT, kopper och zink, men även för andra metaller.

Tillskottet av föroreningar som kommer med grundvattnet från förorenade områden är av samma storleksordning som den mängd föroreningar som kommer till Farstaviken via dagvattnet. För att **inte försämra den kemiska och ekologiska statusen i Farstaviken**, kan det därför vara nödvändigt med åtgärder för att minska risken för spridning av föroreningar från förorenad mark inom respektive område. Behov av kompletterande provtagningar av grundvatten, främst inom det södra området, finns och även bör tillförseln av ämnen via dagvattenledningarna (varma rännan och Gustavsbergs centrum) utredas för att kunna göra rimliga avvägningar av vilka insatser som bör sättas in var för att minska belastningen på Farstaviken.

I takt med att exploatering sker kommer tillgängligheten kring Farstaviken att öka, vilket också ökar behovet av att uppnå de långsiktiga målen god bebyggd miljö och god livsmiljö i viken. Det kan därmed finnas behov av att utföra åtgärder med avseende på de förorenade sedimenten. Vid eventuell åtgärd kan det vara svårt att garantera en långsiktig effekt, om inte åtgärder även görs för att minska tillförseln av föroreningar via exempelvis dagvattnet och utläckage från förorenade markområden.

Avseende Ösby träsk bedöms **vattenkvalitet och sediment inte utgöra någon risk för människor eller djur**. Däremot har metallhalter i ytvattnet uppmätts som innebär att påverkan kan finnas på känsliga vattenlevande organismer. Mängdberäkningar visar dock att mängden zink som tillförs Ösby träsk inte är försumbar, och detta tillsammans med det faktum att zink är en av de metaller som förekommer i förhöjda halter i ytvattnet i Ösby träsk medför att det inte går att utesluta att visst behov av åtgärder kan finnas för att minska läckaget från området kring Idrottsparken för att **inte försämra den kemiska och ekologiska statusen i Ösby träsk**.

Innehållsförteckning

1	Uppdrag och syfte	7
1.1	Inledning	7
1.2	Bakgrund.....	7
1.3	Syfte med utredningen.....	7
2	Områdesbeskrivning	8
2.1	Området idag, markanvändning	8
2.2	Läge och ytvattenrecipient	8
2.3	Farstaviken	8
2.4	Ösby träsk.....	9
3	Övergripande åtgärds mål	9
4	Metod.....	10
4.1	Insamling av befintligt underlagsmaterial.....	10
4.2	Kompletterande undersökningar av Tyréns.....	10
4.2.1	Jordprovtagning	11
4.2.2	Provtagning av grundvatten	11
4.2.3	Provtagning av ytvatten	12
4.2.4	Positionsbestämning och avvägning	12
4.2.5	Resultat.....	12
5	Mark och grundvattenförhållanden	13
6	Bedömningsgrunder.....	13
6.1	Jord	13
6.2	Grundvatten	13
6.3	Ytvatten.....	14
6.4	Sediment.....	14
7	Beskrivning av föroreningsituationen.....	14
7.1	Södra delområdet	16
7.1.1	Förorening i jord.....	16
7.1.2	Förorening i grundvatten.....	17
7.2	Centrala delområdet	19
7.2.1	Förorening i jord.....	19
7.2.2	Förorening i grundvatten.....	20
7.3	Norra delområdet	22
7.3.1	Förorening i jord.....	22
7.3.2	Förorening i grundvatten.....	23
7.4	Delområde Ösby träsk	25

7.4.1	Förorening i jord.....	25
7.4.2	Förorening i grundvatten.....	26
7.5	Förorening i ytvatten	27
7.5.1	Farstaviken	27
7.5.2	Ösby träsk.....	27
7.6	Förorening i sediment	28
7.6.1	Farstaviken	28
7.6.2	Ösby träsk.....	28
7.7	Identifierade osäkerheter	29
8	Spridning av föroreningar från mark och grundvatten	29
8.1	Grundvattenströmning och vattenbalans	29
8.2	Beräkning av läckage.....	29
9	Riskbedömning.....	32
9.1	Skyddsobjekt.....	32
9.2	Exponeringsvägar	32
9.3	Känslighet och skyddsvärde	32
9.4	Bedömning av miljö- och hälsoeffekter i jord.....	33
9.4.1	Södra delområdet	33
9.4.2	Centrala delområdet	34
9.4.3	Norra delområdet.....	35
9.4.4	Delområde Ösby träsk	35
9.5	Bedömning av miljö- och hälsoeffekter i grundvatten.....	36
9.5.1	Avrinning mot Farstaviken	36
9.5.2	Avrinning mot Ösby träsk.....	37
9.6	Bedömning av miljö- och hälsoeffekter i ytvatten	38
9.6.1	Farstaviken	38
9.6.2	Ösby träsk.....	38
9.7	Bedömning av miljö- och hälsoeffekter i sediment	39
10	Sammanvägd riskbedömning och åtgärdsbehov.....	40
10.1	Mätbara åtgärds mål.....	41
10.2	Osäkerheter i genomförd riskbedömning.....	42
11	Rekommendationer	42
11.1	Södra delområdet	43
11.2	Centrala delområdet	43
11.3	Norra delområdet.....	43
11.4	Delområde Ösby träsk	44
11.5	Farstaviken	44

11.6	Ösby träsk.....	45
12	Referenser.....	46

Bilagor

- Bilaga 1A-C** Planritningar över samtliga marktekniska undersökningar
- Bilaga 2** Resultattabeller över utförda provtagningar mark och grundvatten
- Bilaga 3A-C** Planritningar förekomst metaller och PAH
- Bilaga 4** Exempel på mätbara åtgärds mål från andra projekt
- Bilaga 5** Matris över påverkan på ytvatten
- Bilaga 6** Analysrapporter av kompletterande undersökningar utförda av Tyréns 2013

1 Uppdrag och syfte

Detta uppdrag har genomförts på uppdrag av Värmdö Kommun. Projektledare på kommunen har varit Moa Öhman, projektledare för Framtidens Gustavsberg, och Marie Sundbom har varit miljöstödd.

Utredningen har genomförts av Tyréns AB. Uppdragsansvarig har varit Liselott Petersson och Marit Brandt, Nicklas Andersson, Lars Marklund, Sofia Anfinset, Nadja Lundgren och Nina Nilsson har medverkat som handläggare. Nina Nilsson och Nadja Lundgren har även varit kvalitetsansvariga/granskare.

1.1 Inledning

Arbete med att planera och utveckla framtidens Gustavsberg pågår för fullt. Det planeras för bostäder, affärer, kultur-, idrotts- och utbildningsverksamheter, utvecklad infrastruktur samt rekreationsområden. I samband med detta har även flertalet marktekniska undersökningar utförts inom centrala Gustavsberg.

Projektet Centrala Gustavsberg omfattar området vid centrum ner mot Farstaviken, fabriksområdet söder om Farstaviken, Strandvik norr om Farstaviken och åt öster Vattentornsberget och delar av Kråkberget. Även Kattholmen och båtupplaget vid Båtvägen ingår i utredningen, samt själva Farstaviken och Ösby träsk, se *kap 2.1* för geografisk avgränsning.

De detaljplaner som har inventerats för markundersökningar är (Värmdö kommun, 2012):

- Fabriksstaden – ca 1 400 nya bostäder, främst lägenheter men även radhus. Parkstråk.
- Kvarnbergsterrassen och stadsparken – ca 180 lägenheter. Stadsparken.
- Idrottsparken – Ny tennishall, skate- och aktivitetspark samt parkering. Aktivitetspark planeras att innehålla äventyrslek, utomhusgym, naturbad och ytor för spontanidrott.
- Vattentornsberget – ca 370 lägenheter i punkt- och lamellhus i "stad i park", samt ett boende för äldre.
- Strandvik – seniorboende med 60 lägenheter
- Centrum – ca 240 lägenheter. Gruppboende eller förskola vid den tidigare OK-macken. Affärslokaler och bussterminal, reserverat utrymme för nytt kulturhus/bibliotek, samt cykelparkering.

1.2 Bakgrund

I samband med framtagande av detaljplaner för centrala delarna av Gustavsberg har undersökningar av mark och grundvatten genomförts för respektive detaljplan. Dock saknas för området ett helhetsgrepp om föroreningsituationen och vilken påverkan den kan ha på Farstaviken eller Ösby träsk.

Det finns även flera undersökningar som avser själva Farstaviken och dess miljö, och enstaka provtagning av sediment i Ösby träsk.

I det ursprungliga arbetet ingick en översyn av samtligt framtaget underlagsmaterial, samt bearbetning av data. Under år 2013 kompletterades provtagningar och resultat och bedömningar inarbetades i den tidigare rapporten.

1.3 Syfte med utredningen

Tyréns uppdrag har varit att ta fram en helhetsbild av föroreningsituationen och göra en riskbedömning med avseende på risker för hälsa och miljö. Riskbedömningen ligger som grund för att föreslå vilka kompletterande miljöundersökningar som är lämpliga att utföra inför att

utveckla och fastställa detaljplaner avseende de centrala delarna av Gustavsberg. Uppdraget har även omfattat att ta fram gemensamma övergripande åtgärds mål.

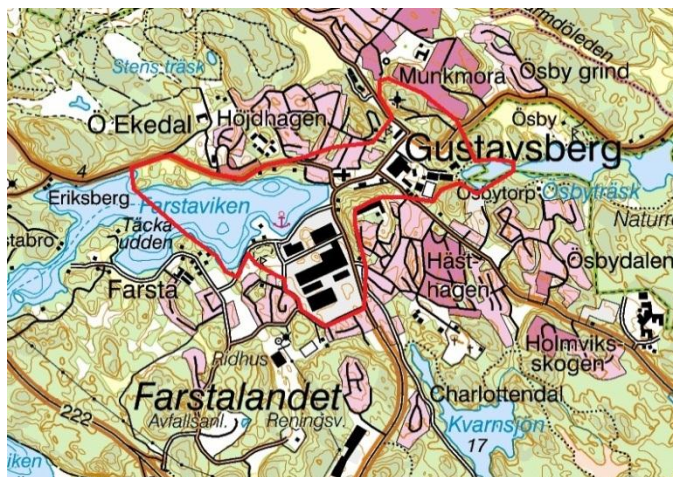
Föreliggande utredning ska kunna användas som ett beslutsunderlag av Värmdö kommun inför kommande arbeten inom de centrala delarna av Gustavsberg.

2 Områdesbeskrivning

2.1 Området idag, markanvändning

Idag finns inom området centrumbebyggelse för Gustavsberg, befintliga bostadsområden i form av villor och flerbostadshus, hamnverksamhet och båtuppläggningsplatser samt platser för rekreation såsom simhall/idrotts hall. Det förekommer även grönområden som är lätt tillgängliga för människor. Tidigare har det inom området för porslins tillverkning även förekommit tillverkning av plastmaterial.

Tillsammans med beställaren avgränsades utredningsområdet geografiskt enligt röd markering i figur 1.



Figur 1. Röd linje visar geografisk avgränsning av utredningsområde (© Lantmäteriet medgivande I2012/0091).

2.2 Läge och ytvattenrecipient

Det område som studeras avrinner huvudsakligen till Farstaviken i den västra delen av utredningsområdet, medan en liten del i östra området avrinner mot Ösby träsk. Området är stundtals kuperat, med berg i dagen och moränhöjder, varemellan finare material som främst lera har avsatts. Historiskt sett har de låglänta delarna inom hela centrala Gustavsberg använts för kvittblivning av rester från porslinsfabriken. Spår av porslin har påträffats över hela området.

2.3 Farstaviken

Farstaviken står i förbindelse med Baggensfjärden via ett smalt sund, ca 60 meter brett och 6 meter djupt. Farstavikens areal är ca 50 hektar och det största djupet uppgår till ca 20 meter (Ekologigruppen, 2012). Viken har tidigare utgjort recipient för avloppsvatten, både från samhälle och från porslinsfabriken, vilket resulterat i näringsrikt vatten. Under delar av året förekommer syrefria förhållanden (WRS, 2008).

Baggensfjärden uppnår enligt VISS inte god kemisk status, men uppvisar måttlig ekologisk status (VISS, 2012). Kvalitetskravet i Baggensfjärden, av vilken Farstaviken är en del, har satts till god ekologisk status 2021, på grund av den omfattande övergödningen har god status 2015 setts som tekniskt omöjligt, samt god kemisk status 2015, med undantag av för tributyltenn-

föreningar, som fått tidsfrist till 2021 då 2015 setts som tekniskt omöjligt. Åtgärdsprogram för att nå miljökvalitetsnormerna finns utarbetade för norra Östersjöns vattendistrikt.

Fram till 1968 användes viken som recipient för kommunalt avlopp.

I början av 2000-talet (cirka 2003) utfördes en muddring av de inre delarna av Farstaviken (muntl. Leif Eriksson, 2012), och det område som utpekats med högst halter i Swecos undersökning år 2000 har därför delvis åtgärdats. Det är dock svårt att i dagsläget få något grepp om exakt var och vilka mängder muddringen berörde.

2.4 Ösby träsk

Ösby träsk består av en tredelad sjö som följer en sprickdal i öst-västlig riktning. Totalt omfattar sjön cirka 16 ha och når 9 meters djup (Värmdö kommun, 2006). Sjön ingår i Ösby träsk naturreservat som inrättades 2009. Vid sjön planeras en badplats. Ösby träsk är inte klassad i VISS.

3 Övergripande åtgärds mål

De övergripande åtgärds målen har tagits fram av beställaren och Tyréns. Dessa har även presenterats vid kommunstyrelsemöte i september 2012. De övergripande mål som utredningen utgår ifrån är:

1. Marken inom planområdet ska uppfylla miljömålet god bebyggd miljö. Marken ska därigenom också kunna användas till fritids- och rekreationsändamål utan att det medför negativa hälsoeffekter.
2. Den ekologiska och kemiska statusen i Farstaviken ska, under normala omständigheter, inte försämrans av läckage från omgivande förorenad mark eller sediment. Bottenmiljön ska på lång sikt bli en god livsmiljö för djur och växter som är naturligt förekommande på området.
3. Den ekologiska och kemiska statusen i Ösbyträsk ska, under normala omständigheter, inte försämrans av läckage från omgivande förorenad mark eller sediment. Bottenmiljön ska på lång sikt bli en god livsmiljö för djur och växter som är naturligt förekommande på området.
4. Vattenkvalitet och sediment i Farstaviken ska inte utgöra någon risk för människors eller djurs hälsa.
5. Vattenkvalitet och sediment i Ösbyträsk ska inte utgöra någon risk för människors eller djurs hälsa.

4 Metod

Arbetena har utförts stegvis. Till en början fokuserades på att samla ihop det underlagsmaterial som finns tillgängligt. Utifrån detta planerades kompletterande undersökningar som beställdes sommaren 2013.

4.1 Insamling av befintligt underlagsmaterial

Befintliga rapporter och resultat från utredningar, intervjuer och arkivsökning som finns idag har samlats in och sammanställs i ett gemensamt ritningsunderlag och exceldokument, se *bilaga 1* för en översikt över markundersökningar som utförts inom utredningsområdet och *kapitel 12* för referenslista.

Underlaget för den här bedömningen har inhämtats från kommunens arkivmaterial med stöd av Marie Sundbom. Tidigare rapporter har även inhämtats med hjälp av Åsa Eriksson, Ekologigruppen. Utöver inhämtande av information från Moa Öhman och Marie Sundbom har även möten hållits med:

- Leif Eriksson, f.d. biträdande samhällsbyggnadschef Värmdö Kommun
- Gunnar Lundmark, miljöchef Gustavsbergs fabriker.

Utifrån insamlad information togs en konceptuell modell fram för att få ett underlag att utgå ifrån för det fortsatta arbetet och informationsluckor som behöver fyllas identifierades.

En översiktlig studie har utförts av de mängder föroreningar som beräknas laka från respektive delområde och till slut transporteras till Farstaviken eller Ösby träsk.

Riskbedömning av hälso- och miljöeffekter har utförts med avseende på jord, grundvatten, ytvatten och sediment.

Inga kompletterande fältundersökningar har utförts inom ramen för denna utredning.

4.2 Kompletterande undersökningar av Tyréns

Vid genomgången av befintligt material bedömdes det finnas vissa luckor där mer information behövdes för att kunna dra någon slutsats om möjlig föroreningstransport till Farstaviken. De kompletteringar som har utförts under juli - september 2013 är:

- Kompletterande jordprovtagning i 9 punkter längs ledningsschakt inom Fabriksstaden för VA-ledning samt planerad parkmark.
- Kompletterande jordprovtagning i 7 punkter vid Kattholmen
- Kompletterande jordprovtagning i 3 punkter vid båtuppläggning, s.k. sågplatsen
- Kompletterande jordprovtagning i 2 punkter vid förskola öster om Strandvik
- Ytvattenprovtagning i 4 punkter i Farstaviken
- Installation av grundvattenrör i Strandvik samt grundvattenprovtagning i dessa vid 3 tillfällen.
- Kompletterande provtagning av grundvatten i rör inom det södra delområdet; GV7, GV8, GV12 samt 11W05 och 11W08. Dessa rör hade vid tidigare provtagningar varit torra. Alla rör utom 11W08 innehöll vid det nya provtagningstillfället vatten.
- Kompletterande provtagning av befintliga rör inom det centrala delområdet i punkterna 11W04, , TGV 03_{centrumparkering} och TGV05_{centrumparkering}.

- Installation av tre grundvattenrör i nivå med överkant lera vid parkeringsplatsen centrala Gustavsberg. Provtagning av klorerade kolväten skedde med hjälp av passiva provtagare.

Fältundersökningar har utförts enligt Tyréns interna rutiner och följde kvalitetsklass B ("Standard") enligt SGFs fälthandbok för miljötekniska markundersökningar (Rapport 1:2004). Kvalitetsklassen innebär att krav ställs på dokumentation, rengöring, provtagning och provhantering.

Analysrapporter för samtliga kompletterande undersökningar som har gjorts finns sammanställda i *bilaga 6*.

4.2.1 Jordprovtagning

Provtagningen av jord utfördes med provtagningskruv monterad på bandvagn (Geotech 604 HM). Totalt provtogs 21 punkter för jord och prover togs i diffusionstätå påsar inom området för Fabriksstaden, Kattholmen, s.k. sågplatsen och förskola öster om Strandvik.

Provtagningsnivåerna delades in efter materialsammansättning eller färg- och luktindikationer. Som mest uttogs en halvmeters jordmäktighet som samlingsprov. Jordlagerföljder och provtagningsdjup noterades tillsammans med färg, lukt samt eventuella andra iakttagelser. Proverna förvarades mörkt och kallt i fält samt under transport till laboratoriet.

4.2.2 Provtagning av grundvatten

Installation av fyra grundvattenrör vid Strandvik, norra delområdet, gjordes med PEH-rör, 50 mm diameter med en meters filter i botten. Installationen gjordes av Tyréns fälttekniker Henrik Nordén, Tyéns. Punkterna är placerade i anslutning till båtuppläggningsplatsen och inom de områden där porslins- och glasavfall har noterats vid tidigare undersökningar. Grundvattenrören säkrades mot inläckage av dag- och ytvatten genom tätning med bentonit runt röret i markytan. Den första omgången grundvattenprover uttogs då grundvattenytan hunnit stabiliserats, och ytterligare två provtagningsomgångar genomfördes under hösten 2013. Grundvattenproverna uttogs med engångsbailers efter omsättning av vattnet i rören. Proverna förvarades kallt och mörkt i av laboratoriet tillhandahållna flaskor i fält och vid transport till laboratoriet. För varje provtagning utfördes analys på filtrerade och ofiltrerade prover.

Då vissa klorerade kolväten har högre densitet än, och låg löslighet i, vatten kan dessa förväntas finnas under vattenmassorna. För provtagning av klorerade kolväten i den djupare delen av det ytliga grundvattenmagasinet inom centumparkeringen, vid centrala området, installerades av Skårby kärnboring där för 3 rör med 1 m filter ned till överkant lera. Provtagning av klorerade kolväten utfördes med passiva provtagare som hängde ute i knappt 2 veckor.

Provtagning av grundvatten i de befintliga rören 11W04, GV7, GV8, TGV 03_{centrumparkering} och TGV05_{centrumparkering} utfördes av Nicklas Andersson, Tyréns, den 15 april 2013.

4.2.3 Provtagning av ytvatten

För provtagning av ytvatten valdes 4 platser ut, se figur 2. Provtagningen omfattade metaller, PAH samt TBT.



Figur 2. Lägen för provtagning av ytvatten

Provpunkt	Djup (m)	Provtagningsdjup (m)	
200-bryggan	6,90	1	5
500-bryggan	9,20	1	6
Betongkaj	2,30	1	
Arcona	9,90	1	7

4.2.4 Positionsbestämning och avvägning

Samtliga provtagningspunkter samt överkant på installerade grundvattenrör mättes in med GPS. Grundvattenytans nivå mättes med lod till överkant rör. Inmätning av grundvattenrör och av markytans höjd utfördes med noggrannhetskrav efter mätningsklass A enligt SGF:s Geoteknisk fälthandbok (SGF, 1996). Inmätningen skedde i höjdsystem RH00 samt i plan i Sweref 99 18 00.

4.2.5 Resultat

Resultat för samtliga kompletterande undersökningar avseende jord, grundvatten och ytvatten redovisas i resultatsammanställningar i bilaga 2.1-2.4. Resultaten har inarbetats i den följande sammanfattande bedömningen.

5 Mark och grundvattenförhållanden

Underökningsområdet är kuperat och mellan bergkullar är lera avlagrad. Intill bergkullar kan den morän som underlagrar leran gå i dagen. Markytans nivå i Gustavsbergs centrum varierar mellan ca +2 och +6 m ö h, inom fabriksområdet är nivåerna mellan +1 i de norra delarna och +15 m ö h inom den södra delen. I Strandvik, på norra sidan Farstaviken stiger markytan från havsnivån +0 upp till ca +8 - + 11 m ö h uppe vid Gamla Skärgårdsvägen. Strandkanten vid Ösby träsk är ca +2 m ö h och vid Farstaviken +0 m ö h.

Området är i många delar utfyllt. Utfyllnadens mäktighet varierar och är inte alltid känd. Några uppgifter är dock att exempelvis parkeringen vid Gustavsbergs centrum utgör ett tidigare tippområde (muntl. Leif Eriksson) med fyllning mellan ca 2-7 meter fyll (WSP 2007a). Inom fabriksområdet varierar fyllnadsmaterialets mäktighet mellan 0 och 3 meter (Tyréns, 2010a). Inom Strandviksområdet finns utfyllnad med rester från porslinsfabriken, inga detaljerade uppgifter finns om fyllningens mäktighet med den uppgår till minst 2,5 m inom delar av området (Sweco 2012).

I dalarna med lera finns dubbla grundvattenmagasin. Grundvattennivåerna i fyllningsmassor ovan leran är till stor del okända. Det undre grundvattnets trycknivå, intill Ösby träsk, har uppmätts till 1,4 m under markytan (WSP 2007a).

Inom undersökningsområdet finns fem brunnar registrerade inom fabriksområdet i SGU:s brunnarkiv. Inom en radie av 100 meter runt undersökningsområdet finns tre bergborrade energibrunnar.

6 Bedömningsgrunder

6.1 Jord

För bedömning av föroreningshalter i mark har jämförelse mot Naturvårdsverkets generella riktvärden för förorenad mark (NV 2009) gjorts. Riktvärden finns framtagna för två typer av markanvändning, känslig markanvändning (KM) och mindre känslig markanvändning (MKM). Riktvärdet känslig användning är tillämpligt då markanvändningen skall utgöras av exempelvis bostadsbebyggelse där odling av grönsaker och dylikt ska ske och där grundvattenuttag kan förväntas. Mindre känslig markanvändning är tillämpligt när marken ska användas till industriändamål eller kontor d.v.s. människor vistas där under sin arbetstid eller barn som vistas tillfälligt på området. Skyddsnivån i båda fallen innebär att ekosystem i närliggande recipienter skyddas. De generella riktvärdena gäller för bedömning av situationen på den aktuella platsen och kan även ge hänvisning om vilka användningsområden eller omhändertaganden som är lämpliga i det fall bortschaktade massor ska schaktas.

6.2 Grundvatten

För förorenat grundvatten finns inte riktvärden beräknade på motsvarande sätt som de generella riktvärdena för förorenad mark. Däremot finns möjligheter att jämföra metallhalter mot Naturvårdsverkets effektrelaterade tillståndsklasser enligt bedömningsgrunderna för miljö kvalitet i grundvatten (NV 1999a). Data finns dock endast för arsenik, bly, kadmium och zink. Gränsen för "måttlig halt" är när effekter börjar uppträda på akvatisk biota i känsliga ytvatten.

Som jämförelse finns även Livsmedelsverkets kungörelse om grundämnen i dricksvatten (SLV 2001) som tar hänsyn både till hälsomässiga och tekniska effekter.

Riktvärden för organiska ämnen knutna till petroleumprodukter i grundvatten finns beräknade av Svenska petroleum- och biodrivmedelinstitutet (SPBI 2010). Riktvärdena har beräknats utifrån olika exponeringsvägar och inte bara från att grundvattnet skall användas som dricksvatten.

6.3 Ytvatten

För jämförelse av prover tagna i ytvatten används de miljö kvalitetsnormer som finns angivna för ett urval av metaller, PAH samt TBT enligt vattendirektivet. Jämförelse görs även mot de förslag till gränsvärden för krom, zink och koppar i ytvatten som tagits fram av Naturvårdsverket inom ramen för arbetet med vattendirektivet (NV 2008). För att få en uppfattning om storleksordningen avseende arsenik används även kanadensiska riskvärden som jämförelse. Även USEPA:s 4-dagarsmedel avseende TBT finns med som jämförelse.

6.4 Sediment

De svenska bedömningsgrunderna för sediment är baserade på rådande tillstånd i Sverige, eller på en förmodat opåverkad miljö (NV 2008). För kust- och havssediment finns en statistisk tillståndsklassning av tungmetaller och organiska miljögifter (NV 1999b).

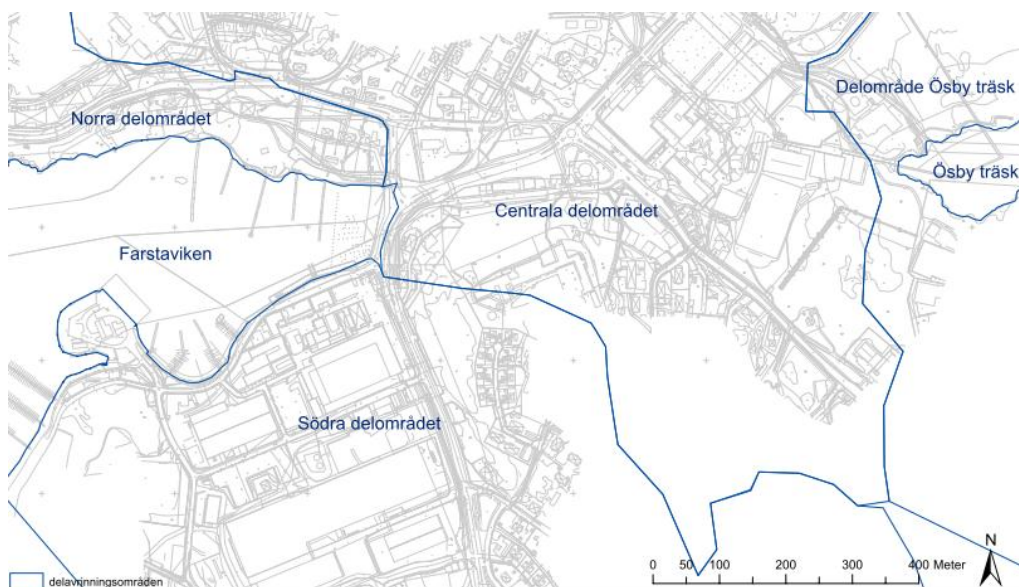
För tennorganiska ämnen finns idag inga svenska nationella riktlinjer eller gränsvärden för varken sediment, vatten eller jord. Flera europeiska länder har tagit fram gränsvärden för TBT, men för nedbrytningsprodukterna DBT (dibutyltenn) och MBT (monobutyltenn) finns det inga gränsvärden. I denna rapport används den norska tillståndsklassningen avseende TBT (STF 2007). Den förvaltningsmässiga skalan används, som är tänkt att vara en balans mellan ekotoxikologiska och ekonomiska faktorer samt praktisk genomförbarhet.

7 Beskrivning av föroreningsituationen

En sammanställning av provtagningspunkter inom utredningsområdet finns i planritningar i *bilaga 1*. De resultat som har funnits att tillgå redovisas i tabellform i *bilaga 2* och i planritningar i *bilaga 3*. Jämförelser av uppmätta halter i mark görs i det här kapitlet med Naturvårdsverkets generella riktvärden. På så sätt erhålls en uppfattning om förorenings storlek. I kapitel 8.2 Riskbedömning används mer platsspecifika resonemang eftersom flera parametrar skiljer mellan modell och verkliga förutsättningar.

Det område som studeras har delats in i fyra delområden, indelade utifrån avrinningsområden, se även *Figur 3* nedan. Dessa är:

- Norra delområdet: Strandvik
- Centrala delområdet: Gustavsbergs centrum, DP Kvarnbergsterrassen och stadsparken, Vattentornsberget.
- Södra delområdet: DP Fabriksstaden samt område mellan Farstaviken och DP Fabriksstaden
- Ösby träsk: DP Idrottsparken



Figur 3. Indelning av avrinningsområden i rapporten. Områdena har anpassats efter bifintligt dagvattennät.

För att kunna göra en riskbedömning har samtliga tillgängliga resultat inom varje delområde lagts samman och studerats statistiskt för att få en känsla av vilka representativa halter som är rimliga inom respektive delområde. Den representativa halten är den halt som bäst beskriver risker knutna till exponering och spridning utan att riskerna underskattas.

Då man studerar långtidsrisker är det vanligt att använda det aritmetiska medelvärdet som representativ halt. Orsaken till detta är att exponeringen för människor och djur rör sig över stora ytor, spridningen till omgivningen återges bättre av en stor volym än ett enstaka prov, samt att även växter och djur har en utbredning i plan som bättre beskrivs av medelhalter än enstaka värden. Medelvärdet är enkelt att ta fram, men kan medföra osäkerheter.

För att minska osäkerheterna i skattningen av det verkliga medelvärdet kan den övre konfidensgränsen för medelhalten, UCLM, användas. Det är vanligt att beräkna säkerheten i skattningen av det verkliga medelvärdet till 95% (UCLM₉₅, härfter kallad UCLM), vilket används i de beräkningar som utförs inom ramen för detta uppdrag. Det innebär att medelvärdet för det aktuella ämnet med 95% sannolikhet är lägre än det beräknade UCLM-värdet.

För de ämnen där dataunderlaget är relativt stort (>ca 40 mätvärden) UCLM₉₅ för en lognormalfördelning bedömts vara rimligt som representativ halt. Då dataunderlaget för vissa ämnen är betydligt mindre (PAH, Ba, Mo, eventuellt Hg), har den representativa halten istället angetts till UCLM₉₅ för en normalfördelning.

7.1 Södra delområdet

7.1.1 Förorening i jord

Inom det södra delområdet har markundersökningar utförts i flera omgångar (Sweco 2000; Tyréns 2010a, b och c samt WSP 2011b).

För den del av fabriksområdet som ligger närmast Farstaviken, den s.k. hushållsponslinsfabriken, har huvuddelen av de prov som tagits (Sweco 2000) analyserats med hjälp av XRF medan cirka en fjärdedel av proven har analyserats med hjälp av ICP på laboratorium. Enstaka analysresultat har inte funnits att tillgå men däremot en sammanställning av påträffade halter, se *tabell 1*. Inom dessa undersökningar har provpunkter även tagits på Kattholmen.

Även om halter som anges i *tabell 1* jämförs med Naturvårdsverkets tidigare generella riktvärden, så är jämförelsen med statistik densamma med några få undantag: maxhalt kobolt och kvicksilver är högre än nu gällande KM, medan maxhalt av nickel lägre än KM.

Tabell 1 Sammanställning över påträffade halter av föroreningar i marken i Gustavsbergs hamn (Sweco 2000). Halter i mg/kg. Fet stil avser värden över KM, fet och kursiv stil avser värden över MKM. Jämförelsen görs i tabellen med Naturvårdsverkets tidigare riktvärden.

	Median	Medel- värde	Standard- avvikelse	Max	Antal analyser	Antal detekt- erade	Detek- tions- gräns	KM	MKM
Arsenik	2,0	2,8	1,3	6,4	31	16	2,0	15	40
Bly, XRF	50	128	294	2700	95	40	50	80	300
Bly, ICP	17	89	193	890	31	31		80	300
Kadmium	0,10	0,15	0,10	0,55	31	13	0,10	0,4	12
Kobolt	6,3	7,7	4,2	19	31	31		30	250
Koppar, XRF	50	77	149	1500	95	49	50	100	200
Koppar, ICP	15	51	162	920	31	31		100	200
Krom, XRF	50	61	16	120	95	51	50	120	250
Krom, ICP	14	19	12	44	31	31		120	250
Kvicksilver	0,006	0,051	0,095	0,400	31	17	0,005	1	7
Nickel	9,3	13	9	35	31	31		35	200
Tenn	5,4	44	66	120	31	3	5,0		
Vanadin	35	41	19	93	31	31		120	200
Zink, XRF	70	108	133	1100	95	84	50	350	700
Zink, ICP	44	63	67	350	31	33		350	700
Alifater >C6-C16					19	0	50	100	500
Alifater >C16-C32	60	119	117	430	19	11	50	100	1000

Beräknade halter av medel och median skiljer sig åt, vilket tyder på att några prover uppvisar avvikande höga halter. Utöver ett prov som har kallats Yta 1, som innehöll höga halter av bly, kadmium, koppar, tenn och zink, påträffades även höga halter i en borrhålspunkt (SB31) på Kattholmen. Om dessa punkter plockas bort från beräkningen ligger medelvärden av samtliga analyserade ämnen lägre än KM.

För de undersökningar som utförts av Tyréns 2010 och 2013, samt WSP 2011, har mer utförlig statistik kunnat sammanställas, se *tabell 2* nedan.

Tabell 2. Sammanställning av föroreningshalter från tidigare utförda undersökningar inom det södra delområdet. Beräkning av medelvärde har utförts både för normalfördelad och log-normalfördelad data. Halter överstigande Naturvårdsverkets riktvärde för KM markeras med **fet stil**, halter överstigande MKM markeras med **fet kursiv stil**.

Ämne			Normalfördelning			Lognormalfördelning		
	Antal	Max	Median	Medel	UCLM95	Median	Medel	UCLM95
Arsenik	113	29	2,5	3,7	4,27	2,4	3,7	5,4
Barium	97	990	52	130	163	64	121	216
Kadmium	113	1,1	0,10	0,2	0,2	0,12	0,15	0,2
Kobolt	113	1100	6,6	17,5	33,6	6,8	9,2	21
Krom	113	96	20	24	26	20	24	31
Koppar	113	300	22	30	36	21	29	42
Kvicksilver	105	5,3	0,03	0,23	0,29	0,04	0,16	0,44
Molybden	9	8	1,9	3,4	5,2	-	-	-
Nickel	113	56	16	17	19	14	18	22
Bly	113	2800	14	75	119	20	49	122
Vanadin	113	110	27	30	33	26	30	38
Zink	113	1500	54	98	123	66	89	131
PAH L	90	8,6	0,15	0,2	0,4	0,1	0,17	0,36
PAH M	90	340	0,2	5,1	11,5	0,3	1,0	7
PAH H	90	100	0,16	2,2	4,1	0,3	1,1	4

Även här skiljer sig beräknade medelvärden och medianvärden från varandra, vilket visar på en viss spridning av halter. Inom det södra delområdet utgörs de styrande ämnena för riskbedömningen främst bly och PAH H, och till mindre grad även Hg. Halterna är generellt låga med undantag av bly där UCLM överstiger riktvärdet för KM, men understiger klart riktvärdet för MKM. UCLM för PAH H ligger något över KM. Enstaka prover av barium, bly och zink har även påträffats i halter överstigande MKM.

Lakförsök i form av 2-steps skaktest har utförts i två punkter inom området (Tyréns 2013). Lakförsöken visar på att föroreningar sitter relativt hårt bundna i jorden, och jordproverna uppfyller kraven för deponering på deponi för inert avfall.

Inom området har ombyggnation ägt rum sedan undersökningarna har utförts, och vissa massor av dessa föroreningar har redan åtgärdats. Denna statistik får därför ses som ett värsta fall.

Förutom de analyser som redovisas ovan har analyser utförts med avseende på TBT (tributyltenn) inom båtuppläggningsplatsen. TBT påträffades i de tre prover där det analyserades. Två av halterna (2220 respektive 3680 µg/kg TS) bedöms vara relativt höga (Hållbart båtliv, 2012).

7.1.2 Förorening i grundvatten

Inom det södra delområdet finns fem grundvatten rör som installerats i fyllnadsmaterial för det ytliga grundvattenmagasinet. Dock har inte analyser för något grundvattenprov kunnat återfinnas. Avseende punkterna 11W05 och 11W08 var dessa torra en vecka efter installationen, varför provtagning ej var genomförbar. Även rören GV8 och GV12 från fabriksområdet, och GV7 inom kv. Kullen, var torra vid provtagningstillfället.

Vid den förnyade provtagningen fanns vatten för provtagning i rören GV7, GV 8, GV12 samt 11W04 inom fabriksområdet och kv. Kullen. Huvuddelen av grundvattenproverna analyserades som uppslutna för att visa på maximal halt och visade då på höga halter av flera metaller. Det prov som filtrerats visar på låga halter av metaller. I punkt GV 8 är många halter av grundvatten långt över klass 5 enligt SGUs bedömningsgrunder för grundvatten (2013).

Som jämförelse har även en beräkning av förorening i det ytliga grundvattnet gjorts utifrån Naturvårdsverkets riktvärdesmodell. Genom att sätta in representativ halt i modellen (UCLM 95 för normal- eller lognormalfördelning) görs en beräkning av vilka halter som kan förväntas i grundvattnet om de förhållanden som gäller för den generella modellen råder.

I den generella modellen utgör det förorenade området 50*50 m². För att få en uppskattning av föroreningsinnehåll i grundvatten anpassas modellen i det här fallet istället till det södra delområdet ungefärliga längd och bredd, cirka 650 meter (dock är en begränsning i modellen 500 meter) respektive 340 meter. Detta ger en uppskattning av storleksordning av föroreningshalter i det ytliga grundvattnet, se *tabell 3* nedan. I tabellen ingår även medelvärde avseende uppmätta halter i ofiltrerade prover (dvs. maxhalter), med undantag av GV8.

*Tabell 3. Beräknade halter i grundvatten inom det södra delområdet utifrån Naturvårdsverkets riktvärdesmodell samt uppmätta halter i prover (ofiltrerade). Beräkningen baserar sig på UCLM 95 för normalfördelning samt lognormalfördelning. Halt i grundvatten som klassas som måttlig eller högre enligt SGUs bedömningsgrunder markeras med **fet stil**. NV:s förslag gränsvärden innebär skydd av sedimentlevande organismer.*

Ämne	Riktvärden grundvatten [$\mu\text{g/l}$]			normalfördelning		lognormalfördelning		Medelvärde Uppmätta halter (3 prover) [$\mu\text{g/l}$]
	SGU måttlig halt/NV förslag gränsvärde	SLV gräns för otjänligt	SPBI ångor i byggnader / miljörisk i ytvatten	Halt i jord [mg/kgTS]	Halt i grundvattnen [$\mu\text{g/l}$]	Halt i jord [mg/kgTS]	Halt i grundvattnen [$\mu\text{g/l}$]	
Arsenik	2-5	10	-	4,27	3,9	5,4	5	1
Barium	-	-	-	163	37	216	49	
Kadmium	0,5-1	5	-	0,2	0,26	0,2	0,27	0,13
Kobolt	-	-	-	33,6	31	21	19	6
Krom	5-10/3	50	-	26	4,9	31	5,6	10
Koppar	200-1000/4	2000	-	36	16	42	19	79
Kvicksilver	0,01-0,05	1	-	0,29	0,27	0,44	0,4	0,05
Molybden	-	-	-	5,2	18	-	-	
Nickel	2-10	-	-	19	17	22	21	23
Bly	1-2	20	- / 50	119	18	122	19	7
Vanadin	-	-	-	33	9	38	10	8
Zink	10-100/8	10	-	123	56	131	60	171
PAH L	-	-	-	0,4	3	0,36	2,7	-
PAH M	-	-	10 / 5	11,5	5,5	7	3,3	-
PAH H	-	-	300 / 0,5	4,1	0,15	4	0,14	-

Beräkningen visar att de ämnen som kan laka i kritiska mängder och eventuellt påverka organismer i känsliga ytvatten är krom och zink (MKN) samt bly (1 µg/l), nickel (20 µg/l) och i mindre grad kadmium (0,1 µg/l). För övriga metaller samt för PAH är de beräknade halterna lägre än aktuella bedömningsgrunder.

De medelhalter som har uppmätts vid provtagning i grundvatten (filtrerade prover) är generellt i nivå med de teoretiskt beräknade halterna i grundvatten. De uppmätta halterna visar att bly, zink, nickel och krom eventuellt kan påverka organismer i känsliga ytvatten. Analyser på ofiltrerade prover ger en uppfattning om vad som kan laka på mycket lång sikt. Dessa halter är egentligen inte direkt jämförbara med förslag till gränsvärde, utan får ses som en överskattning av halter som skulle kunna innebära effekter på biota i känsliga ytvatten.

7.2 Centrala delområdet

7.2.1 Förorening i jord

Inom det centrala delområdet har undersökningar utförts av WSP (2007a och b samt 2011a, Tyréns 2012b). Resultat och statistisk bearbetning kan ses i *tabell 4*.

Under Gustavsbergs centrum, och nordöst om detta, ned mot Ösby träsk, finns en porslinstipp registrerad i de kommunala arkiven (Värmdö kommun, tekniska enheten, 1992). Tippen är enligt uppgift avslutad 1970. Upplaget noterades ligga på lera och grus och till stor del vara bebyggd och hårdgjord redan vid inventeringen 1992. Övriga delar var bevuxen och smälte väl in i naturen. Tippen bedömdes tillhöra riskklass 4.

Vid en utförd undersökning av klorerade kolväten i markens porluft påträffades tetra- och trikloreten i låga halter, men över rapporteringsgräns, i fyra av sex provtagningspunkter. Vinylklorid, som är en nedbrytningsprodukt, har inte påträffats i någon halt högre än rapporteringsgräns för analysmetoden. Halter av tyngre alifatiska kolväten (kolkedjelängd 10-25) har påträffats i luft i två punkter.

*Tabell 4. Sammanställning av föroreningshalter från tidigare utförda undersökningar inom det mellersta delområdet. Beräkning av medelvärde har utförts både för normalfördelad och log-normalfördelad data. Halter överstigande Naturvårdsverkets riktvärde för KM markeras med **fet** stil, halter överstigande MKM markeras med **fet kursiv** stil.*

Ämne			Normalfördelning			Lognormalfördelning		
	Antal	Max	Median	Medel	UCLM95	Median	Medel	UCLM95
Arsenik	42	7,8	2,96	3,2	3,6	2,7	3,2	4,4
Barium	11	92	59	58	70	-	-	-
Kadmium	42	5,1	0,06	0,5	0,7	0,1	0,3	1
Kobolt	42	25	6	7,4	8,8	5,9	7,6	12
Krom	42	39	16	18	20	15	18	26
Koppar	42	200	19	26	35	18	26	43
Kvicksilver	42	0,5	0,3	0,2	0,3	0,2	0,3	0,5
Molybden	11	1,2	1,0	0,9	1,1	-	-	-
Nickel	42	60	14	15	18	12	16	25
Bly	42	221	18	43	58	20	48	114
Vanadin	11	46	31	32	38	-	-	-
Zink	42	290	47	63	77	49	63	98
PAH L	8	0,34	0,02	0,1	0,2	-	-	-

PAH M	8	7,8	0,4	1,8	3,8	-	-	-
PAH H	8	13	0,6	3,2	6,7	-	-	-
PAH H inkl canc	14	90	0,2	8,3	20	-	-	-
PAH M inkl övr	14	198	0,4	15	40	-	-	-

Styrande för riskbedömningen inom det centrala delområdet blir främst PAH med medelhög och hög molekylvikt samt bly, medan kadmium och kvicksilver styr i något mindre grad. UCLM för PAH M och H överstiger riktvärdet för KM och för PAH H har även halter överstigande MKM påträffats i vissa punkter. När det gäller bly, kadmium och kvicksilver ligger UCLM i nivå med och strax över riktvärdet för KM. Inga halter av dessa ämnen har påträffats i halter överstigande MKM.

Området vid Vattentornsberget där bostäder planeras bedöms som inte förorenat då består av skogsmark på en höjd. Avrinningen härifrån följer antingen ytliga grundvattnet till ett moränlager längs bergets sida där det sipprar ned till det djupa grundvattnet, snarare än att det går genom ytliga förorenade lager.

7.2.2 Förorening i grundvatten

Grundvattenprov har tagits inom området (punkt 11W13, WSP 2011a samt TGV03_{centr-P} och TGV05_{centr-P} i Tyréns 2012b) vid tidigare undersökningar och förnyad provtagning har ägt rum vid 2 tillfällen i dessa rör under våren 2013. Analyserade zink-, kadmium- respektive blyhalter för ofiltrerade prover motsvarar enligt SGUs bedömningsgrunder klass 4 respektive klass 5 (2013:1), medan övriga metallhalter motsvarar måttliga, låga eller mycket låga halter. Avseende filtrerade halter är samtliga halter låga jämfört med Naturvårdsverkets tillståndsklasser (NV 1999a), med undantag för nickel, zink och i ett fall arsenik som uppnår måttlig halt. Förnyad provtagning av grundvatten inom det centrala området visar på att samtliga halter av BTEX är lägre än rapporteringsgräns.

För att få en uppskattning av föroreningsinnehåll i grundvatten utifrån påträffade halter i mark anpassas modellen i det här fallet istället till det centrala delområdets ungefärliga längd och bredd, cirka 300 meter respektive 120 meter (i den generella modellen utgör det förorenade området 50*50 m²). Detta ger en uppskattning av storleksordning av föroreningshalter i det ytliga grundvattnet, se *Tabell 5* nedan.

Den teoretiska beräkningen visar att de ämnen som skulle kunna innebära läckage i kritiska mängder för biota i känsliga vattendrag är kadmium (0,1 µg/l), bly (1 µg/l), koppar (4 µg/l), och zink (8 µg/l). Samma resultat gäller för ofiltrerade prover. För filtrerade prover är dock uppmätta halter generellt låga och det är endast avseende kadmium och zink som effekter på biota i känsliga vattendrag inte kan uteslutas. Vid jämförelse mellan beräknade och uppmätta halter i filtrerade prover kan en generell svag överskattning av beräknade halter ses. De ofiltrerade proverna innehåller dock betydligt högre halter av bly och zink jämfört med beräknade halter. Övriga uppmätta halter i ofiltrerade prov och beräknade halter är i samma storleksordning.

Filtrerade prover visar de ämnen som finns lösliga i grundvattnet och därför kan laka till närliggande vatten på kort sikt. Vid analys av ofiltrerade prover analyseras även de ämnen som binds till partiklar i vattnet, och som kan lösas upp genom förändrade förutsättningar i vattnet på längre sikt (förändrat pH, alkalinitet etc.). Vid jämförelse mellan filtrerade och ofiltrerade prover kan det alltså uppfattas att det finns en stor "potential" för eventuell lakning om förutsättningar i jorden ändras. Det är dock ett prov (TGV05_{centrum-P}, provtaget 13-04-09) som innehåller främst bly och zink i avvikande halter, övriga två ofiltrerade prover visar på betydligt lägre halter av dessa ämnen, och slutsatser bör därför dras med försiktighet.

Tabell 5. Beräknade halter i grundvatten inom det centrala delområdet utifrån Naturvårdsverkets riktvärdesmodell samt uppmätta halter i grundvattenprover. Beräkningen baserar sig på UCLM för normalfördelning samt log-

normalfördelning. Halt i grundvatten som klassas som måttlig eller högre enligt SGUs bedömningsgrunder markeras med **fet stil**. NV:s förslag gränsvärden innebär skydd av sedimentlevande organismer.

Ämne	Riktvärden grundvatten [$\mu\text{g/l}$]			Normalfördelning		Lognormalfördeln.		Medelvärde	Medelvärde
	SNV måttlig halt/NV förslag gränsvärde	SLV gräns för otjänligt	SPBI ångor i byggnader / miljörisk i ytvatten	Halt i jord [mg/kgTS]	Halt i grundvatten [$\mu\text{g/l}$]	Halt i jord [mg/kgTS]	Halt i grundvatten [$\mu\text{g/l}$]	Uppmätta halter (4 filtr. prover) [$\mu\text{g/l}$]	Uppmätta halter (3 ofiltr. prover) [$\mu\text{g/l}$]
Arsenik	2-5	10	-	3,6	2	4,4	2,4	1,2	1,8
Barium	-	-	-	70	9,6	91	12	-	-
Kadmium	0,5-1	5	-	0,7	0,57	1	0,82	0,2	0,5
Kobolt	-	-	-	8,8	4,8	12	6,6	3,1	12,8
Krom	5-10/3	50	-	20	2	26	2,8	0,4	4,2
Koppar	200-1000/4	2000	-	35	7,1	43	12	2,1	13,6
Kvicksilver	0,01-0,05	1	-	0,3	0,16	0,5	0,27	0,05	0,05
Molybden	-	-	-	1,1	2,3	1,3	2,7	-	-
Nickel	2-10	-	-	18	9,9	25	14	2,6	6,6
Bly	1-2	20	- / 50	58	5,3	114	10	0,3	424
Vanadin	-	-	-	38	6,2	48	7,9	1,6	6,6
Zink	10-100/8	10	-	77	21	98	27	17	228
PAH L	-	-	-	0,2	0,91	-	-	-	-
PAH M	-	-	10 / 5	3,8	1,1	-	-	-	-
PAH H	-	-	300 / 0,5	6,7	0,15	-	-	-	-

I grundvattnet har halter av tri- och tetrakloreten samt dess nedbrytningsprodukter generellt inte kunnat påvisas i halter högre än laboratoriets rapporteringsgräns. Även uppmätta halter från den passiva provtagningen av klorerade kolväten i den djupare delen av det ytliga grundvattenmagasinet inom centumparkeringen (TGV07-09) är låga. Även uppdaterad provtagning (engångsprov) av grundvatten nedströms centumparkeringen visar på låga halter av klorerade ämnen. Den tidigare detekterade halten av cis-1,2-dikloreten i rör TGV03 har inte kunnat bekräftas vid senare provtagningar. Halter av cis-1,2-dikloreten i de nyinstallerade grundvattenrören TGV07 och TGV09 inom centumparkeringen har kunnat detekteras i låga halter. Provtagningen har inte kunnat visa på att halter av klorerade lösningsmedel varit högre i den djupare delen av det ytliga grundvattenmagasinet än i det ytligaste grundvattnet på samma plats och risk för fickor med fri fas förorening bedöms därför inte finnas. Analyserade halter av nedbrytningsprodukten vinylklorid är lägre än laboratorieanalysens rapporteringsgräns.

7.3 Norra delområdet

7.3.1 Förorening i jord

Undersökningar inom det norra delområdet har utförts av Sweco (2012, 2013) och en sammanställning av resultaten redovisas nedan i *tabell 6*. Undersökningarna har riktats till de områden där fyllning har misstänkts och beräknade medelhalter i tabellen nedan kan därför innebära en viss överskattning av de verkliga medelhalterna.

Vid den utförda undersökningen påträffades glas, porslins- och tegelrester i flera provtagningspunkter. Inom båtuppläggningsplatsen har även färgrester noterats. Resultaten visar på att det finns tydligt förhöjda föroreningshalter inom området och de höga halterna är i regel kopplade till de prover där avfall har påträffats. I några fall överstiger halterna till och med gränsen för farligt avfall. Enligt Swecos utredningar förekommer områden med fyllning främst längs strandremsan och endast ställvis inom övriga delar av området. Vid udden i västra delen av området har mycket slagg- och porslinsrester påträffats.

Förutom de analyser som redovisas nedan har analyser utförts med avseende på TBT (tribultyltenn) inom båtuppläggningsplatsen. TBT påträffades i samtliga prover där det analyserades. Halterna (2440 mg/kg TS) bedöms vara relativt höga (Hållbart båtliv, 2012).

*Tabell 6. Sammanställning av föroreningshalter från tidigare utförda undersökningar inom det norra delområdet. Beräkning av medelvärde har utförts både för normalfördelad och log-normalfördelad data. Halter överstigande Naturvårdsverkets riktvärde för KM markeras med **fet stil**, halter överstigande MKM markeras med **fet kursiv stil** och halter över farligt avfall har även gråmarkerad ruta. Halter anges i mg/kgTS.*

Ämne			Normalfördelning			Lognormalfördelning		
	Antal	Max	Median	Medel	UCLM95	Median	Medel	UCLM95
Arsenik	62	62	3,15	5,7	8,0	3,1	4,8	8,8
Barium	62	2 200	61,5	150	220	66	122	254
Kadmium	62	44	0,12	1,1	2,3	0,21	0,41	1,45
Kobolt	62	39	6,7	8,5	10,0	6,7	8,4	12
Krom	62	1 900	21	56	106	23	31	72
Koppar	62	2 600	25	152	264	28	67	232
Kvicksilver	62	26	0,06	1,22	2,26	0,07	0,4	2,8
Nickel	62	13	13	14	16	12	15	19
Bly	62	8 500	66	609	982	73	422	1 936
Zink	62	100 000	110	1 996	4 692	137	415	2 651
PAH M	60	130	0,9	6,2	10,2	1,0	5,1	20
PAH H	60	120	1,35	7,5	11,9	1,3	7,5	32

Tittar man på medelhalter och UCLM95-värdena så är det barium, kadmium, krom, koppar, kvicksilver, bly, zink och PAH som förekommer i halter som överstiger Naturvårdsverkets riktvärden för känslig markanvändning, KM. Inga medelhalter överstiger riktvärdet för MKM. Däremot överstiger UCLM MKM för både bly och zink, och för zink överstigs även gränsen för farligt avfall.

Förhöjda halter har påträffats inom hela det undersökta området och det är svårt att göra någon geografisk uppdelning, även om flest höga halter kan sägas ha påträffats i den västra delen, där båtuppläggningsplatsen sticker ut med högre halter av arsenik, koppar och kvicksilver än övriga

området. Vid båtuppläggningsplatsen finns även problematik med TBT. Dessutom bedöms halterna vara högre i anslutning till strandlinjen, än inom området planerat för park i övrigt. Föroreningsproblematiken skiljer sig åt mellan båtuppläggningsplatsen, där föroreningarna är orsakade av verksamheten, och övriga området där föroreningsförekomsten främst hänger ihop med förekomst av fyllning, och då i synnerhet fyllning med slagg- och porslinsrester.

7.3.2 Förorening i grundvatten

Lakteter i form av 2-steps skaktest har utförts av Sweco (Sweco 2013). Lakteter utfördes dels på "normal fyllningsjord", på slagg- och porslinsrester från udden samt på ytlig jord vid båtuppläggningsplatsen. Resultaten visar i regel på att jorden lakar i nivå med eller mindre än vad som antas i Naturvårdsverkets beräkningsmodell, med undantag för bly och zink i porslinsresterna. Porslinsresterna uppvisade 2-4 gånger större lakning än vad beräkningsmodellen anger för bly och zink.

Vid de kompletterande provtagningarna som utförts under 2013 har även provtagningar av fyra grundvattenrör utförts vid tre tillfällen. I *tabell 7* nedan visas medelhalter av de utförda analyserna på filtrerade och ofiltrerade prover. Som en jämförelse finns den beräkning som tidigare gjorts med hjälp av Naturvårdsverkets riktvärdesmodell kvar. Utifrån erhållna halter i mark görs en beräkning av vilka halter som kan förväntas i grundvattnet om de förhållanden som gäller för den generella modellen råder. I generella modellen är det förorenade området 50*50 m, därför har modellen här anpassats till det norra delområdets ungefärliga längd och bredd, (cirka 60 meter gånger 500 meter). I *tabell 7* nedan visas beräkningen för den representativa halten UCLM95 för både normalfördelad och lognormalfördelad data.

Tabell 7. Beräkning av teoretiska föroreningshalter i grundvattnet med hjälp av Naturvårdsverkets beräkningsmodell för riktvärden samt uppmätta halter i grundvattenprover inom det norra delområdet. Beräkning har utförts utifrån UCLM 95, både för log-normalfördelad och normalfördelad data. Fet stil betecknar halter som klassas som måttlig eller högre enligt SGUs bedömningsgrunder. NV:s förslag gränsvärden innebär skydd av sedimentlevande organismer.

Ämne	Riktvärden grundvatten [$\mu\text{g/l}$]			Normalfördelning		Lognormalförd.		Medelvärde	Medelvärde
	SNV måttlig halt/NV förslag gränsvärde	SLV gräns för otjänligt	SPBI ångor i byggnader / miljörisk i ytvatten	Halt i jord [mg/kg TS]	Halt i grundvatten [$\mu\text{g/l}$]	Halt i jord [mg/kg TS]	Halt i grundvatten [$\mu\text{g/l}$]	Uppmätta halter (12 filtrerade prover) [$\mu\text{g/l}$]	Uppmätta halter (12 ofiltrerade prover) [$\mu\text{g/l}$]
Arsenik	2-5	10	-	8,0	2,2	8,8	2,4	2,9	55
Barium	-	-	-	220	15	254	17	-	-
Kadmium	0,5-1	5	-	2,3	0,92	1,45	0,59	0,1	3
Kobolt	-	-	-	10,0	2,7	12	3,3	2,4	97
Krom	5-10/3	50	-	106	5,8	72	3,9	1,1	335
Koppar	200-1000/4	2000	-	264	36	232	31	6,3	735
Kvicksilver	0,01-0,05	1	-	2,26	0,61	2,8	0,77	0,1	1
Nickel	2-10	-	-	16	4,3	19	5,2	4,4	213
Bly	1-2	20	- / 50	982	44	1 936	88	7,7	1748
Zink	10-100/8	10	-	4 692	640	2 651	360	29	2060
PAH M	-	-	10 / 5	10,2	1,5	20	2,9	-	-
PAH H	-	-	300 / 0,5	11,9	0,13	32	0,35	-	-

Utförda beräkningar av de teoretiska föroreningshalterna i grundvattnet visar att trots höga föroreningshalter i jorden är det endast bly och zink som beräknas påträffas i höga halter i grundvattnet medan nickel och till viss del kadmium och kvicksilver beräknas uppnå måttliga halter enligt SGUs bedömningsgrunder. De beräknade halterna för PAH understiger aktuella bedömningsgrunder.

De analyser som 2013 har utförts av filtrerade prover visar på betydligt lägre halter av bly och zink än de teoretiskt beräknade halterna, men dock kan negativa effekter på biota i känsliga vattendrag inte uteslutas avseende zink (8 µg/l), bly (1 µg/l) och eventuellt koppar (4 µg/l). Halter av övriga ämnen för de filtrerade proverna är i nivå eller lägre än de beräknade halterna. Halter av krom, koppar, bly, zink och arsenik är höga för de ofiltrerade proverna. Det är främst provtagningen från juli 2013 som utmärker sig med betydligt högre halter än de senare provtagningstillfällena. Detta kan bero på att man vid provtagning fått med sig mer partiklar än vad man fått med sig vid de andra provtagningarna.

Vid jämförelse av uppmätta halter med SGU:s bedömningsgrunder för grundvatten ses att huvuddelen av analyserade metaller för ofiltrerade prover tillhör klass 5, medan kadmium tillhör klass 4 och koppar klass 3, se *Tabell 8*. För de filtrerade proverna är halter betydligt lägre och blyhalten, som har den högsta avvikelser av analyserade metaller, når till klass 4. Arsenik, nickel och zink och eventuellt kvicksilver (som har analyserats med en detektionsgräns = 0,1 µg/l) tillhör klass 3 medan kadmium, krom respektive koppar tillhör klass 2 respektive klass 1. Detta visar vikten av filtrering av prover inför analys. Det är även halter från analyserade filtrerade prover som ska användas vid jämförelse med MKN och förslag till gränsvärden avseende krom, koppar och zink.

Tabell 8. Färgklassning av analyserade halter enligt SGU:s bedömningsgrunder (2013). Ingen färgmarkering: klass 1/bedömningsgrund saknas; grön: klass 2; gul: klass 3; ljusorange: klass 4, mörkorange: klass 5.

Metaller [µg/l]	ofiltrerat	filtrerat
As	55	2,9
Pb	1748	7,7
Cd	2,85	0,11
Co	97	2,4
Cu	735	6,3
Hg	1,3	0,05
Cr	335	1,1
Ni	213	4,4
V	675	3,8
Zn	2060	29

7.4 Delområde Ösby träsk

7.4.1 Förorening i jord

Inom Ösby träsk avrinningsområde har endast ett område identifierats med höga föroreningshalter i tidigare utförda fältundersökningar (WSP 2011e, NCC 2005a och b). I samband med byggandet av badhuset, fastighet Ösby 1:1, konstaterades att delar av området var utfyllt med rester från porslinsfabriken. Sådana rester påträffades även vid undersökningen 2011. Utbredningen av området med porslinsavfall är inte avgränsad. Eventuellt kan detta utgöra delar av den tipp som registrerats finnas under, och nordost om, Gustavsbergs centrum.

Vid det senare tillfället utfördes även provtagning sydöst om badhuset, nere vid Ösby träsk, där inga porslins- eller glasrester påträffades och heller inga förhöjda föroreningshalter. En sammanställning av utförda metallanalyser av jordprover presenteras i *tabell 9* nedan.

*Tabell 9. Sammanställning av föroreningshalter från tidigare utförda undersökningar inom delområde Ösby träsk. Beräkning av medelvärde har utförts både för normalfördelad och log-normalfördelad data. Naturvårdsverkets riktvärde för KM markeras med **fet stil**, halter överstigande MKM markeras med **fet kursiv stil** och halter över farligt avfall har även gråmarkerad ruta. Halter anges i mg/kg TS.*

Ämne	Normalfördelning					Lognormalfördelning		
	Antal	Max	Median	Medel	UCLM95	Median	Medel	UCLM95
Arsenik	18	10	3,3	3,9	4,9	3,1	4,0	7,2
Barium	9	580	98	198	318	-	-	-
Kadmium	18	9,5	1,35	2,03	3,1	0,73	3,0	14
Kobolt	18	72	13	20	27	15	20	39
Krom	18	57	21	22	28	18	24	29
Koppar	18	670	38	94	157	47	91	44
Kvicksilver	15	0,98	0,06	0,15	0,27	0,06	0,16	0,57
Nickel	18	810	24	71	147	26	50	155
Bly	18	7 400	140	1 037	1 910	138	1 581	19 510
Zink	18	37 200	365	2 744	6 291	385	2 185	15 300

Resultaten visar på att porslins- och glaskrossen innehåller mycket höga halter av främst bly och zink. För övriga metaller påträffas i regel föroreningshalter som högst överstigande riktvärdet för KM. Ämnena med medelhalter överstigande KM är kadmium, kobolt, koppar och nickel.

Förutom analyser av jord utfördes även laktester i form av 2-steps skaktester på två jordprover vid undersökningen 2011 (WSP 2011e). Resultatet visade på att urlakningen från porslinskrossen är lägre än vad som antas i Naturvårdsverkets modell för beräkning av generella riktvärden, i synnerhet för t.ex. bly som förekom i mycket höga halter. Lakbarheten för zink var dock i mer normal nivå.

När det gäller organiska ämnen påträffades förhöjda halter, mellan riktvärdena för KM och MKM endast i ett fåtal punkter och då med avseende på PAH H samt tunga alifater (fraktion C16-C35).

I samband med byggande av simhallen grävdes, enligt uppgift, delar av de förorenade massorna grävts bort. Det är dock troligt att höga föroreningshalter fortfarande finns kvar i området eftersom de platsspecifika riktvärdena som togs fram var mycket höga för flera ämnen, och till och med översteg gränsen för farligt avfall.

7.4.2 Förorening i grundvatten

Analyser av grundvatten har utförts i fyra punkter inom området och analyser med avseende på metaller har utförts av både ofiltrerade och filtrerade prover. Analyser har även utförts med avseende på oljeföroreningar och PAH.

Utförda analyser har visat på låga halter organiska ämnen. Även de filtrerade metallanalyserna visar generellt på låga till måttliga halter, undantaget zink som påträffats i hög halt, se *tabell 10* nedan. Zinkhaltens storlek är sådan att effekter i känsliga ytvatten inte kan uteslutas. Däremot uppvisar analyser av ofiltrerade vattenprover på mycket höga halter av i stort sett samtliga tungmetaller samt arsenik.

Tabell 10. Uppmätta halter i grundvatten vid idrottshallen inom delområde Ösby träsk. Vid beräkning av medelvärde har halter under detektionsgräns satts till halva detektionsgränsen. Fet stil betecknar halter som klassas som måttlig eller högre enligt SGUs bedömningsgrunder. NV:s förslag gränsvärden innebär skydd av sedimentlevande organismer.

Ämne	Riktvärden grundvatten [$\mu\text{g/l}$]			Medelvärde	
	SNV måttlig halt ^A	SLV gräns för otjänligt	SPBI ångor i byggnader / miljörisk i ytvatten	Filtrerade prover (7 analyser) [$\mu\text{g/l}$]	Ofiltrerade prover (5 analyser) [$\mu\text{g/l}$]
Arsenik	2-5	10	-	1,5	136
Kadmium	0,5-1	5	-	0,27	140
Kobolt	-	-	-	17	675
Krom	5-10/3	50	-	0,28	217
Koppar	200-1000/4	2000	-	3,8	1 092
Kvicksilver	0,01-0,05	1	-	0,04	2,1
Nickel	2-10	-	-	23	1 048
Bly	1-2	20	- / 50	0,65	9 326
Vanadin				0,77	514
Zink	10-100/8	10	-	116	21 568
					Endast 1 analys
PAH M	-	-	10 / 5		3,3 ^A
PAH H	-	-	300 / 0,5		<0,35 ^A

^A Avser övriga respektive cancerogena PAH.

7.5 Förorening i ytvatten

För en översiktlig sammanställning över de ämnen som utgör risk för påverkan på ytvatten, se *bilaga 5*.

7.5.1 Farstaviken

De halter som har påträffats i grundvatten och som kan spridas till ytvatten, kan påverka biota i känsliga ytvatten. Farstaviken har varit utsatt för en föroreningsbelastning under lång tid och undersökningar (Sweco 2001) har visat på att flora och fauna har fått anpassa sig till rådande förhållanden. I de inre delarna av viken påträffades färre arter och individer än längre ut och i de djupare delarna saknades bottenfauna helt på grund av syrgasbrist.

Halter av metaller (bly, kadmium, nickel, koppar och zink) i drivande blåstång var höga. Då inga större utsläpp sker idag från Gustavsberg gamla fabriksområde skulle de höga halterna i tången kunna härledas till att metaller i sediment är biotillgängliga (Sweco, 2001).

Vid undersökningar av vattenkemi, plankton och bottenfauna som utförts av Calluna i Stockholms skärgård 2012 har Farstaviken funnits vara i dålig ekologisk status (Lücke J., 2013). Vid provtagningarna noterades svavelväte, vilket även uppmätts vid tidigare bottenundersökningar.

Provtagning av ytvatten i Farstaviken utfördes av Tyréns i maj 2013 och analyser utfördes på både filtrerade och ofiltrerade prover, se *bilaga 2.4* för sammanställning av resultat. Provtagningen visar att inga uppmätta metallhalter av filtrerade prover överstiger miljökvalitetsnormer (SGU, 2013). Dock var halterna av nickel och i ett fall bly i ofiltrerade prover högre än MKN för årsmedelvärde. Halterna av koppar och zink var i flera av de ofiltrerade proverna högre än förslag till gränsvärden enligt NV rapport 5977. För det filtrerade provet från djupt vatten vid brygga hos Arcona, se *Figur 2*, var halter av zink högre än förslag till gränsvärden och halter av bly i nivå med förslag till gränsvärden.

TBT noterades i ytligt prov (1 m under vattenytan) vid den s.k. 500-bryggan, se *Figur 2*, i halter som var högre än satt miljökvalitetsnorm. Vid övriga punkter var halter av TBT lägre än miljökvalitetsnormen. Monobutyltenn (MTB) och dibutyltenn (DBT) bildas bl.a. genom nedbrytning av TBT. DBT påvisades i tre punkter (betongkaj, 500m-brygga och Arcona) på 1m djup, och MTB i de två förra punkterna. Halterna av DBT var drygt 70 gånger högre än av TBT där denna påvisades. För mono- och dibutyltenn saknas miljökvalitetsnorm. Toxiciteten av MTB och DBT anses vara mindre, cirka en tiondel till en tjugondel av TBTs (Länsstyrelsen i Västra Götalands län 2013) toxicitet, men resultaten indikerar att även DBT kan vara ett problem för vatten och sedimentlevande organismer i området vid 500-bryggan.

Inga PAH:er påvisades i ytvattenproverna. Laboratorieanalysernas rapporteringsgränser var både lägre och högre än miljökvalitetsnormerna och Naturvårdsverkets ytvattenkriterier för beräkning av acceptabla halter av PAH:er i jord.

7.5.2 Ösby träsk

I Ösby träsk har ett ofiltrerat vattenprov visat på metall i höga halter jämfört med bakgrundshalter. Av metaller är det endast kadmium som överskrider MKN, medan zink och koppar skulle kunna innebära effekter på biota i känsliga ytvatten. Uppmätta halter av analyserade organiska föroreningar var lägre än respektive rapporteringsgräns. Den bakteriologiska analysen visade på låga halter av bakterier.

7.6 Förorening i sediment

7.6.1 Farstaviken

I de inre delarna av Farstaviken har kraftiga föroreningar av metaller i sediment påträffats (Sweco 2001, Svensk Ekologikonsult 2012). Särskilt höga halter av TBT, kadmium, koppar, bly, krom och zink har påträffats. I de inre delarna av viken uppgår medelhalterna till ca 1900 mg/kgTS för bly, ca 20 mg/kgTS för kadmium och ca 1650 mg/kg TS för zink, vilket är många gånger över bedömningsgrunderna motsvarande mycket stor påverkan. Uppmätta maxhalter ligger 2-4 ggr högre än medelhalterna.

Sedimenten i djupare delar av viken och i de yttre delarna av viken är mindre förorenade (Sweco 2001), men fortfarande med förhöjda medelhalter motsvarande ca 40-360 mg/kgTS för bly, 0,4-3 mg/kgTS för kadmium och 140-390 mg/kgTS för zink. Även delar av yttre Farstaviken är förorenade (Aqua Konsult 2003) av främst bly, kadmium och zink. Vid undersökning av sediment i tre lager (0-1, 1-2 och 2-5 cm) i tre punkter i Farstaviken och en punkt i Baggensfjärden är det tydligt att metallhalter generellt är lägre i riktigt ytliga sedimentskikt än i djupare sedimentlager (Svensk ekologikonsult 2012). Detta kan tyda på att tillförseln har minskat med åren, men analyser av sedimentande material i sedimentfällor (Svensk ekologikonsult 2012) visar på tydligt förhöjda halter av främst koppar, zink och TBT även i nytillfört material. Även halter av tennorganiska ämnen är höga i sediment i den inre delen av viken (Svensk ekologikonsult 2012), men inget mönster i halter i djupled kan utläsas. I den inre delen av viken har TBT-halter på ca 1200-2500 µg/kgTS uppmätts. Enligt uppskattning av sedimentationshastigheten i Öberg 2001 skulle 5 cm motsvara ca 7-15 år.

I Swecos rapport (2001) bedöms halterna av metaller i porvattnet i sedimentet som måttliga och det är inte möjligt att se något samband med korrelerande halter i sediment. Detta tolkas som att metallerna är relativt hårt bundna till mineralpartiklar i sedimentet. Dock innehåller lösdrivande blåstång höga halter av kadmium, bly, koppar, nickel och zink vilket visar att metallerna ändå kan göras tillgängliga för biota. I jämförelse med porvattenhalter från en del andra projekt (Oskarshamns hamn, sjön Risten nedströms gruvområde samt Tjärnbosjön i Västervik) bedöms dock uppmätta halter i Farstaviken som höga, ca 10-100 gånger högre än i ovan nämnda projekt. Det går därför inte att utesluta att sedimenten påverkar ytvatten och kan utgöra en källa till förhöjda metallhalter.

En sammanställning av historiska resultat från sedimentprovtagning från 1970-, 80- och 90-tal finns gjord av Öberg, 2001. Då det är osäkert var dessa prover har tagits kan dessa halter inte diskuteras i detalj. Dock visade resultaten på att halter av bly, zink, koppar och kadmium först ökade med djupet (ned till nivåer mellan 7 och 20 cm från vikens bottenyta), för att sedan avta markant. Halterna i de ytliga sedimenten är dock fortfarande att betrakta som höga i förhållande till bedömningsgrunderna. I de inre delarna av viken påträffas dock förhöjda halter även djupare ner i sedimenten, ner mot ca 1 m.

Enligt uppgift har det muddrats i de inre delarna av Farstaviken i början av 2000-talet. Det är okänt hur mycket massor som omfattats av muddringen. Dock visar de senaste provresultaten att halter i de inre delarna av viken är i samma storleksordning som tidigare, d.v.s. de är kraftigt förhöjda. Sannolikt omfattade muddringen en relativt liten yta och har därför ingen stor påverkan på föroreningssituationen i stort. Det är även möjligt att sedimenten virvlas upp och omlagras inom viken i samband med ex propellermuddring från båttrafik.

7.6.2 Ösby träsk

Sediment i Ösby träsk är måttligt förorenade avseende metaller och organiska föroreningar. Ingen variation har kunnat påvisas vertikalt eller horisontellt (WSP 2011c).

7.7 Identifierade osäkerheter

I detta kapitel anges luckor i underlagsmaterialet som har upptäckts under inventeringens gång och som medför osäkerheter som kan påverka bedömningarna i kommande kapitel.

- Inga uppgifter har erhållits gällande om och i så fall hur mycket porslinsavfall som grävts bort i samband med byggandet av badhuset på fastighet Ösby 1:1.
- Inga uppgifter har erhållits gällande om och i så fall hur mycket massor som har schaktats inom Gustavsbergs hamn.
- Inga uppgifter har erhållits gällande hur stor omfattningen varit av muddringen som utförts i innersta delen av Farstaviken.

8 Spridning av föroreningar från mark och grundvatten

De föroreningar som förekommer inom de centrala delarna av Gustavsberg transporteras till recipienterna Farstaviken eller Ösby träsk. Föroreningstransporten kommer främst ske i dagvatten och i ytligt grundvatten. Det djupare grundvattenmagasinet fylls på invid bergsryggar, där moränen som underlagrar leran i dalarna går i dagen. De områden som fyllts ut förekommer sannolikt i dalgångarna och riskerna för att föroreningar nått det djupare grundvattnet i någon större omfattning är därför liten. Det går dock inte att helt utesluta viss påverkan på djupare grundvatten med tanke på att föroreningar funnits på plats lång tid. I flera fall kan ledningsgravar utgöra spridningsvägar för vatten som runnit genom förorenade områden.

8.1 Grundvattenströmning och vattenbalans

En bedömning har gjorts av hur stor del av området som avvattnas via grundvatten respektive dagvatten. Det är dock viktigt att poängtera att ledningsgravar är viktiga transportvägar för grundvatten och en del av grundvattnet i ledningsgravarna tränger in i dagvattenledningarna.

Inom utredningsområdet finns två stora dagvattenledningar som avvattnar största delen av undersökningsområdet. I utloppet för dessa två ledningar har vattenprover tagits och analyserats med avseende på diverse föroreningar. En viktig del i den hydrologiska analysen har därför varit att bestämma hur stor del av vattnet vid utloppspunkterna som härrör från områden med förorenade fyllnadsmassor.

De hydrologiska beräkningarna är utförda i ArcGIS och är baserade på geografisk information i form av höjdkurvor, dagvattennät, grundkarta och tidigare definierade avrinningsområden. Med hjälp av denna information har avrinningsområden definierats. Utifrån markanvändning, topografi och avstånd till ytvatten har en avrinningskoefficient bestämts för varje avrinningsområde. Avrinningskoefficienten multipliceras sedan med avrinningsområdets area samt årlig nederbörd för att beräkna avrinningsmängden från respektive avrinningsområde.

I denna undersökning finns två syften för att beräkna avrinningsmängden. Dels används den för att beräkna den totala föroreningsbelastningen på Farstaviken eller Ösby träsk från de förorenade områdena. Det andra syftet är att bestämma flödet i utloppen för i de två stora dagvattenledningarna (Varma rännan och Centrum). Med bakgrund av dessa två syften har avrinningsområden definierats, dels för att innefatta samtliga förorenade områden, dels för att representera de ovan nämnda dagvattenledningarna.

8.2 Beräkning av läckage

I samband med den sammanfattande riskbedömningen har även en översiktlig hydrologisk beräkning utförts av vilka mängder av styrande ämnen som beräknas transporteras till Farstaviken och Ösbyträsk.

En uppskattning har utförts av de föroreningsmängder som kan förväntas transporteras till Farstaviken och Ösbyträsk från respektive delområde för att få en bild av vilket område som bidrar med mest föroreningar till recipienten, se *tabell 11* nedan. Beräkningen av läckage via grundvatten baseras på halter i grundvattenprover och beräknade flöden (enligt kapitel 8.1) för respektive delområde. De flesta proverna har filterats innan analys enligt gängse förfarande, men prover från för södra delområdet hade inte filterats. Det innebär enligt tidigare jämförelse av föroreningshalter i filterade och ofilterade prover (Tabell 7 och Tabell 8 för norra delområdet) att halterna och därmed läckaget av mängder föroreningar från Södra området överskattas. För barium och PAH har teoretiskt beräknade halter baserade på riktvärdesmodellen använts då dataunderlaget annars var tunt. När det gäller dagvattnet har beräkningen utförts utifrån erhållna uppmätta halter och beräknade dagvattenflöden. Föroreningsmängderna i dagvattnet baseras därmed endast på ett enskilda mätvärde och stora variationer kan förväntas över året.

Jämförelsen visar att dagvattnet bidrar med störst andel föroreningar till recipienten, *tabell 11*. Det är dock osäkert om dessa analyser gjorts på filterade eller ofilterade prover, och mängderna kan i de fall de gjorts utan filtrering därför vara en överskattning. Då läckageberäkningarna från Södra området baseras på ofilterade prover bedöms skillnaderna i läckage från områdena vara mindre än vad som framgår av tabellen nedan.

Tabell 11. Sammanställning av beräkning av läckage från förorenade områden inom respektive delområde baserat på uppmätta halter i grundvatten. För Centrala och Norra delområdet baseras beräkningar på filterade prover, medan både filterade och ofilterade prover ingår i beräkningen för det Södra delområdet. Avseende barium och PAH är används teoretiskt beräknade halter från riktvärdesmodellen då analysunderlaget är för litet. För dessa ämnen gäller: -/- anger värden beräknade utifrån normalfördelad respektive lognormalfördelad data (UCLM95-värden).

Recipient	Farstaviken			Ösby träsk	Dagvatten	
	Från Norra delområdet (filtr. prover) [g/år]	Från Centrala delområdet (filtr. prover) [g/år]	Från Södra delområdet (ofiltr. prover) [g/år]	Från delområde Ösby träsk (filtr. prover) [g/år]	Varma rännan [g/år]	Centrum [g/år]
Flöde m3/år	19 397	19 848	55 975	12 257	386 000	541 000
Arsenik	56	24	56	25	-	-
Barium	45/35	-/240	300	-	-	-
Kadmium	2	4	7	<det.gräns	20	30
Kobolt	47	62	336	290	-	-
Krom	21	8	560	2	390	600
Koppar	122	42	4422	15	1660	5250
Kvicksilver	2	1	3	< det.gräns	20	30
Nickel	85	52	1287	425	3670	1520
Bly	150	6	392	2	-	-
Zink	560	337	9572	1530	4630	9740
PAH M	1/60	-/20	50	-	-	-
PAH H	0,6/7	-/3	4	-	-	-

De föroreningsmängder som beräknas komma via grundvattnet från förorenad mark inom det centrala delområdet är betydligt lägre än de mängder som översiktligt beräknas komma från dagvattnet inom samma område (dagvatten centrum).

Halter i filtrerade prover från det norra delområdet, där höga halter av metaller mest frekvent återfinns, visar på betydligt mindre mängder föroreningar än de som kommer från dagvatten. Transport av ämnen från det södra delområdet är i nivå med de mängder som kommer från dagvatten, men då även ofiltrerade prover ingår i beräkningen bedöms dessa halter som en överskattning av ämnen som är direkt tillgängliga för biota.

Beräkningarna av mängder i dagvatten, Varma rännan och från centrumområdet, baseras på enstaka vattenprovtagningar och innehåller därmed osäkerheter, men bedöms ändå ge en uppskattning på storlek av förorening. Osäkerheter finns även i beräkningen av bidraget från grundvatten eftersom halterna i de flesta fall är beräknade utifrån halter i jorden och inte uppmätta i grundvattnet. Men även i detta fall bedöms de ge en relevant uppskattning om storleksordningar.

För att få ytterligare jämförelse ställs belastningen från de olika delområdena i relation till några andra generella föroreningskällor. I *tabell 12* nedan redovisas en jämförelse mellan de beräknade läckage från respektive delområde med utsläpp från några andra källor (Naturvårdsverket 2006), som ett medelstort (motsvarande en "typisk" impregeringsanläggning för CCA-medel) och ett stort (i detta fall Oskarshamns hamn) förorenat område, ett kommunalt reningsverk med kapacitet på 20 000 personekvivalenter, skogsindustri och ett vattendrag med medelflödet 1 m³/s. I tabellen visas även resultat från dagvattenutredningar som utförts av WRS 2008 och WSP 2008, 2011d samt 2012. Mängderna i dessa beräkningar härstammar från beräkningar som baseras på beräkningsprogrammet Stomtac.

Tabell 12. Jämförelse av läckaget från respektive delområde i jämförelse med några beräknade dagvattenmängder inom Gustavsberg samt utsläpp från källor i andra delar av Sverige. Beräknade halter anges för medelvärde från uppmätta filtrerade halter. Mängder anges i kg/år.

Källa	Cu	As	Cd	Bly	Zink
Norra delområdet	0,1	0,06	0,002	0,1	0,6
Centrala delområdet	0,04	0,02	0,004	0,006	0,3
Södra delområdet	4,4	0,06	0,01	0,4	9,6
Delområde Ösby träsk	0,02	0,02	-	0,02	1,5
DAGVATTEN GUSTAVSBERG (Tyréns, från tabell 11 ovan):					
Dagvatten Varma Rännan	1,7	-	0,02	-	4,6
Dagvatten Centrum	5,3	-	0,03	-	9,7
UTFÖRDA DAGVATTENUTREDNINGAR:					
Centrala Gustavsberg idag (framtid)	5,1(6,0)	-	0,1 (0,1)	2,9(3,3)	18,9(20,9)
Idrottsparken idag (framtid)	0,3(0,3)	-	0,004(0,005)	0,1(0,1)	0,9(1,0)
Fabriksområdet	6(6)	-	0,19(0,16)	4(3)	27(23)
Strandvik	0,4(0,5)	-	7,5(9,7)	0,2(0,2)	1,6(1,9)
"Medelstort" förorenat område	10	5	0,1	10	50
"Stort" förorenat område	800	20	20	250	1000
Reningsverk	30	0,25	30	3	75
Skogsindustri	100	10	10	30	1000
Medelvattenföring i älv med flöde 1 m ³ /s	100	20	1	20	300

9 Riskbedömning

Bedömningen av miljö- och hälsorisker görs i både ett kort och ett längre tidsperspektiv där hänsyn tas till aktuella detaljplaner. Som utgångspunkt för bedömningen finns att platserna ska kunna utgöra bostadsmark och/eller vara tillgänglig för rekreation för människor och djur.

Vid riskbedömning är det avgörande *vilka* ämnen det är som påträffas. Exempelvis tillhör arsenik och cyanid de ämnen som är så akuttoxiska få att även mycket små intag av förorening kan leda till akuta symptom. För de flesta andra ämnen är det en mer långtida exponering som kan innebära hälsorisker.

Skyddet för markmiljö ska enligt Naturvårdsverkets handböcker utgå från att ekosystemet inom ett område ska ha förmåga att utföra nödvändiga funktioner för den tänkta markanvändningen. Inom det område som studeras är markmiljön till stora delar redan påverkad. Markmaterialet har, eftersom det till stor del består av fyllnadsmaterial, egenskaper som oavsett föroreningsgrad begränsar markens naturliga funktioner.

Byggnation kommer till största delen bestå av flerbostadshus, men även radhusbebyggelse. Behovet av skydd av markmiljön är därför kopplat till att odling av främst gräs och prydnadsväxter ska vara möjligt. Det är även möjligt att bärbuskar och fruktträd och dylikt kan komma att planteras inom området. Djur ska kunna uppehålla sig på området utan att påverkas negativt.

9.1 Skyddsobjekt

Skyddsobjekt inom området är

- människor som bor och arbetar på platsen
- människor och djur som använder området för rekreation
- Farstaviken och Ösby träsk, samt dess ekologiska system
- Marklevande organismer, i sådan omfattning av funktioner att skyddsnivån motsvarande MKM kan bevaras, vilket motsvarar skydd av ca 50 % av marklevande arter och innebär att växter ska kunna etableras och djur ska kunna vistas tillfälligt inom området utan att ta skada.

9.2 Exponeringsvägar

De exponeringsvägar som bedöms vara aktuella i det här fallet är

- hudkontakt med jord eller damm
- Intag av jord
- Inandning av damm
- Inandning av ånga
- Intag av växter. Odling förväntas dock ske i mindre omfattning än vad som gäller för KM.

Grundvatten och ytvatten är i princip alltid skyddsvärda. I riskbedömningen antas dock att dricksvattenuttag inte är aktuellt eftersom nuvarande och planerade bostadsområden kommer att förses med kommunalt dricksvatten.

9.3 Känslighet och skyddsvärde

Känsligheten, d.v.s. i vilken omfattning människor exponeras för förorening, inom de detaljplanerade områdena bedöms i regel som stor eftersom bostadsområden planeras, och

även rekreatiomsområden bedöms ha hög känslighet, i synnerhet där lekplatser och badplats planeras.

Skyddsvärdet för markmiljön bedöms som måttligt eftersom markekosystemen kan förväntas vara något störda p.g.a. fyllningsmassor och delvis hårdgjorda ytor. Inga särskilt känsliga arter eller ekosystem har identifierats inom de detaljplanerade områdena.

Skyddsvärdet för recipienten Farstaviken bedöms som stort. Farstaviken kan betraktas som en av de allmänna platserna i Gustavsberg som kommer att nyttjas i stor utsträckning av allmänheten både som strövmråde och för båtliv, fiske och badning. Farstaviken är dock ett redan påverkat vattenområde, med förhöjda föroreningshalter där inga särskilt känsliga arter förväntas finnas. Med utgångspunkt från Vattendirektivet ska Farstaviken på sikt uppnå "God ekologisk status", d.v.s. befinna sig nära naturliga förhållanden. För att uppnå detta måste föroreningsbelastningen på viken minimeras i möjligaste mån.

Skyddsvärdet för Ösby träsk bedöms som stort, då den inte har varit utsatt för utsläpp i någon hög grad och då det ingår i Ösby träsk naturreservat. Dessutom planeras badplats vid sjön.

9.4 Bedömning av miljö- och hälsoeffekter i jord

9.4.1 Södra delområdet

Till de styrande ämnena hör för det södra delområdet bly, PAH M och H samt kvicksilver, och i mindre grad barium. Övriga analyserade ämnen har enbart uppmätts någon enstaka gång i halter högre än respektive ämnes generella riktvärde. Riktvärdena för bly och kvicksilver styrs av intag av jord samt inandning ånga. PAH M kan medföra negativa effekter på luftmiljö och PAH H kan tas upp via växter (framförallt via deposition från luft och förorenad jord och i mindre omfattning via upptag i rötter). Riktvärdet för barium i första hand är knutet till markmiljö. Där höga halter av föroreningar påträffats inom området kan dessa härledas till rester av porslinskross.

I kommande exploateringar kommer tidigare massor att täckas av byggnader, hårdgjorda ytor eller matjord för etablering av gräs och växter. Direkt exponering av föroreningar kommer därför att vara liten för vardagliga omständigheter inom detaljplaneområdena. Inom området planeras flerfamiljshus, radhus och parkmark. De representativa halter av bly och kvicksilver som har tagits fram för delområdet är lägre än de envägskoncentrationer som styr påverkan på hälsa. Det medför att det inte finns något omedelbart behov av att åtgärda området avseende påträffade halter av dessa ämnen.

Den representativa halten för PAH H är strax högre än envägskoncentrationen för intag av växter, vilket innebär att påverkan på upptag i växter (främst via damm) inte kan uteslutas. Risker förknippade med växtintag inom planerad parkmark kan förväntas vara lägre än risker förknippade med ett radhusområde eftersom uppehållstiden och graden av odling av ätbara växter är mindre. I den generella modellen är konsumtionen av växter som odlats på förorenad mark satt till 10 % av det totala intaget av växter. För den typen av bebyggelse som planeras kan andelen av egenodlade växter förväntas vara betydligt mindre än vad som ansätts i den generella modellen. Risken för negativa effekter via intag av växter bedöms därför som liten. Dock kommer man i framtiden i och med exploatering att anlägga ett markskikt för att gräs och vegetation ska kunna etablera sig, alternativt hårdgöra ytan. Risken för negativ påverkan på hälsa efter exploatering bedöms därför vara liten.

De halter av arsenik som har påträffats i jord i halter i nivå med KM (10,7 och 10,8 mg/kg TS jämfört med riktvärdet: 10 mg/kg TS) i den nordöstra delen av fabriksstaden och bedöms inte medföra någon ökad risk för negativ påverkan på hälsa. Vid Kattholmen har halter av arsenik, förutom i nivå med KM, även påträffats i halter strax högre än MKM (29 mg/kg TS). Halten är lägre än den som anses kunna medföra akuta effekter på barns hälsa. Enstaka högre halter påverkar heller inte risken för negativa effekter på lång sikt och arsenikhalten bedöms därför acceptabel.

Inom Kattholmen har tidigare påträffade höga blyhalter verifierats då det påträffats blyhalter högre än farligt avfall (2800 mg/kg TS) i lager med svart färg i punkten 13T10. Sannolikt består det svarta lagret, som påträffats i de ytligaste 2 metrarna, av aska. Dock har aska påträffats även i andra provtagningspunkter, men analyser har då inte visat samma höga blyhalter. I nästan samtliga provpunkter har tegel, porslin och aska påträffats även i ytliga lager. Halter är dock inte generellt höga på grund av förekomst av tegel, porslin eller aska. Viss risk för negativa effekter på hälsa kan föreligga då förorenade massor ligger i ytliga jordlager som är lätta att komma i kontakt med. Provtagningen utgörs av enstaka punkter och mindre områden med förorening kan finnas.

Vid båtuppläggningsplatsen har kompletterande provtagning visat på generellt låga halter av analyserade ämnen. I Hållbart båtlivs undersökning (2012) påträffades bariumhalter i storleksordningen ca 800 mg/kg TS i de ytligaste 10 cm. I en punkt (13T3) kunde vid Tyréns undersökningar tidigare hög bariumhalt, motsvarande 2*MKM, verifieras i ytan. Övriga analyserade prover, även andra ytliga jordprover, innehöll betydligt lägre halter barium. Om hänsyn tas till enbart hälsa bedöms den dock inte behöva åtgärdas.

I två av tre samlingsprover (3 delprover, översta 10 cm) har vid Hållbart Båtlivs undersökning halter av TBT i mark uppmätts till 2220 respektive 3680 µg/kg TS. Halten visar på ett behov av åtgärder. Negativa effekter på markmiljö kan inte uteslutas till följd av de höga halterna. Vid jämförelse mot riktvärden för hälsa motsvarande mindre känslig markanvändning, MKM, är halterna acceptabla (Länsstyrelsen Västra Götalands län, 2013). Om området omvandlas till bostadsområde eller används för annan typ av känslig markanvändning, bör området åtgärdas.

9.4.2 Centrala delområdet

Inom det centrala delområdet har huvudsakligen moderat förhöjda halter av metaller och PAH påträffats i jord. Det är endast i en punkt, på centumparkeringen i Gustavsberg, som något av de analyserade ämnena (PAH M och H) påträffas i halter som är högre än MKM.

För det centrala delområdet är bly, PAH M och H och i mindre omfattning kadmium och kvicksilver styrande för riskbedömningen. Riskerna med bly är kopplat till intag av jord, medan PAH M och kvicksilver kan försämra luftkvalitet inomhus. PAH H och kadmium kan tas upp i växter och därigenom utgöra en risk för hälsa. Risker förknippade med kadmium, kvicksilver och till viss del bly styrs även av hälsopåverkan från andra källor än förorenad mark.

I den västra delen har porslinsrester påträffats i flera punkter, i vissa fall ytligt och i andra fall överlagras krosset av andra jordarter. Dock har prover inte gett utslag på höga halter vid analys. Lägen för punkterna sammanfaller delvis med det parkområde som ska anläggas och även skola eller förskola kommer att lokaliseras någonstans inom området. Risker med ytligt förekommande porslinskross kan därför förekomma.

De högsta halterna som har påträffats inom delområdet har varit under den befintliga parkeringen för centrumområdet, där en tidigare tipp finns. I dagsläget finns inte något planförslag för förändrad markanvändning inom centrumbebyggelsen. Inom området har totalt åtta provpunkter provtagits, vilket anses ge en tillräckligt god bild av föroreningssituationen i mark utifrån dagens situation. De halter som har påträffats inom centrumområdet bedöms inte påverka hälsa negativt.

Utifrån erhållna resultat bedöms de halter av klorerade ämnen som har påträffats i grundvattnet inte utgöra någon risk för negativ påverkan på inomhusluft. De låga halterna av klorerade kolväten i grundvatten visar inte på någon uppströms källa av ämnena. De porluftundersökningar som har gjorts stärker denna bedömning. I många fall anläggs nya byggnader med radonsäker grund per automatik vilket kan medföra att uppmätta halter reduceras med en faktor tio och därmed minskar risker förknippade med ångor i inomhusluft.

9.4.3 Norra delområdet

Höga föroreningshalter har påträffats inom i stort sett hela området där provtagning har skett, men med högst halter framförallt koncentrerade i strandområdet. Högst halter påträffas av bly och zink där halterna i vissa fall överstiger gränsen för farligt avfall. Höga halter har även påträffats i flera punkter av främst PAH, barium och kadmium. Mycket höga halter har påträffats i markytan i flera prover och är i regel kopplade till porslins-, glas- och järnskrotsrester.

Vid båtuppläggningsplatsen, i östra delen av området, påträffas tydliga spår av bl.a. färgrester och inom det området påträffas även högre halter av t.ex. arsenik, koppar och kvicksilver än i övriga delar av området. Arsenik är ett akuttoxiskt ämne, men inga halter har påträffats överstigande gränsen för akuttoxicitet (100 mg/kg TS, eller 0,05 mg/kg kroppsvikt). Inom båtuppläggningsplatsens område har även halter på 2440 mg/kg TS avseende TBT påträffats (Hållbart båtliv, 2012). Negativa effekter på markmiljö kan inte uteslutas till följd av de höga halterna (Länsstyrelsen Västra Götalands län, 2013). Vid jämförelse med riktvärden för hälsa motsvarande mindre känslig markanvändning, MKM, är halterna dock acceptabla vid dagens markanvändning. Om området däremot omvandlas till bostadsområde eller används för annan typ av känslig markanvändning behöver en förnyad bedömning göras för detta område.

Stora delar av det aktuella området utgörs av sluttning ner mot vattnet, delvis utfyllt, med en del planare ytor i områdets östra del kring småbåtshamnen. I överkant av området finns bostadshus och en del gångvägar passerar igenom området mer mot småbåtshamnen. Planer finns, enligt detaljplanen, på att området ska exploateras för bostäder, med både mindre flerfamiljshus, radhus och friliggande villor. Dessutom planeras ett parkområde och nuvarande grönområde i västra delen ska göras mer tillgängliga med gångstråk. Det går inte att utesluta att odling sker i dagsläget, eller kommer att ske i framtiden.

Av de föroreningar som har påträffats i förhöjda halter inom området är det flera som kan innebära negativa effekter för människors hälsa, i synnerhet om bostäder byggs inom området. Dessa ämnen utgörs av främst av bly, men även kadmium, kobolt, kvicksilver, PAH och eventuellt av TBT. Riskerna med bly är främst kopplat till intag av förorenad jord medan exponering av kadmium, kobolt och PAH H främst sker via intag av grönsaker och bär som växer inom området. Både kvicksilver och PAH M kan påverka hälsan negativt genom inträngning av ånga till byggnader. TBT kan tas upp i människor genom hudupptag, inandning eller intag av växter eller fisk och därigenom påverka hälsan.

Provtagningen som har utförts i läge där förskola planeras uppvisar generellt låga halter av analyserade ämnen. Dock är blyhalten i nivå eller högre än det generella riktvärdet för bly. Riktvärdet avseende hälsa styrs dock av exponering via andra källor än intag av jord, hudkontakt eller damning etc. avseende bly, varför risken för negativa effekter på hälsa bedöms som liten. Halten koppar som påträffats medför inte någon negativ effekt på hälsa.

Inom det norra delområdet förekommer föroreningshalter, även i ytligt jord, som kan innebära risker för människors hälsa, i synnerhet om vidare exploatering med bostadsbyggande sker. De påträffade föroreningshalterna, men även det faktum att marken i delar är utfylld med rester från den f.d. porslinsfabriken innebär att det förväntas att markmiljön inom delar av området med stor sannolikhet är påverkad negativt.

9.4.4 Delområde Ösby träsk

Inom området kring Idrottsparken har ett område med porslins- och glasrester identifierats där mycket höga halter av främst bly och zink har påträffats. Området har, enligt uppgift, delvis sanerats i samband med byggandet av badhuset, men det finns fortfarande kvar betydande mängder porslins- och glasavfall. Ingen avgränsning har utförts av hur stort området med avfall omfattar.

Förutom bly och zink har kadmium, kobolt, koppar och nickel påträffats i halter överstigande riktvärdet för KM och i enstaka fall även överstigande MKM. Bly och zink har däremot påträffats

i halter klart överstigande gränsvärdet för farligt avfall. Däremot har lakförsök visat på att bly sitter hårt bundet i porslins- och glasaterialet.

När det gäller de blyhalter som påträffats inom området innebär de risker för marklevande organismer, men även, i vissa fall, för hälsoeffekter vid intag av jord. För övriga metaller som påträffas i förhöjda halter är det påverkan på marklevande organismer som innebär de största riskerna. Utifrån påträffade halter och den typ av markanvändning som finns på platsen (idrottsplats och ej boende med odling) bedöms inga hälsorisker föreligga i dagsläget med påträffade föroreningar.

Däremot kan risk finnas för förhöjda halter i grundvatten med avseende på främst bly, nickel och kadmium, se vidare under kapitel 9.5.2 nedan.

Förändras markanvändningen inom området, eller om markarbeten utförs som medför att porslins- och glasavfall blir tillgängligt i markytan kan risker finnas för hälsoeffekter hos personer som kommer i kontakt med jorden och får in den i munnen via smutsiga fingrar eller liknande.

9.5 Bedömning av miljö- och hälsoeffekter i grundvatten

HÄLSA

Några negativa hälsoeffekter som härrör från förhöjda föroreningshalter i grundvatten finns inte då samtliga boende är knutna till det kommunala dricksvattennätet. Inte heller bedöms de beräknade och uppmätta halterna i grundvatten vara så pass höga att det skulle ha någon effekt på upptag i hälsoskadliga mängder i växter.

MILJÖ

I samband med exploatering inom ramen för detaljplanerna kommer andelen hårdgjorda ytor att minska inom detaljplanen för Fabriksstaden vilket innebär att genomströmningen av vatten i de förorenade massorna kommer att öka något. Den ökade exploateringen inom detaljplanerna för Strandvik och Centrala området och i mindre omfattning även Idrottsparken medför däremot att mindre vatten rinner genom de förorenade massorna och urlakningen kan då förväntas minska något.

Även om risker avseende grundvatten som förknippas med hälsa eller miljö bedöms som mycket låga, ska betonas att det, i enlighet med miljömålen, är av stor vikt att grundvattnet bidrar till en god livsmiljö för växter och djur i sjöar.

Lakförsök av jord bestående av porslinsavfall har utförts inom vissa delområden (WSP 2011e, Tyréns 2013, Sweco, 2013). I flera fall uppfylls kraven för deponering på deponi för inert avfall. Kraven för inert deponi går dock inte att direkt översätta i effekter på miljö. Resultaten från dessa försök har visat på att avfallet generellt uppvisar relativt låg urlakning, med undantag av zink som lakar måttligt. Beräkning av K_d -värden (fördelningskoefficient för hur hårt föroreningen binder till jorden) visar för de flesta metaller (undantaget zink i WSP 2011e) på betydligt mindre lakning än vad som antas i Naturvårdsverkets modell för beräkning av generella riktvärden. Detta innebär att risk finns för överskattning av läckaget vid de utförda beräkningarna i kapitlen 7.1.2, 7.2.2, 7.3.2 samt 8.2, vilket även har bekräftats av kompletterande provtagningar av grundvatten som utförts.

9.5.1 Avrinning mot Farstaviken

Föroreningsbelastningen till Farstaviken kommer från områden både norr, söder och väster om viken. I Farstaviken mynnar även flera dagvattenledning, varav den från centrumområdet och den s.k. varma rännan är de största.

Inom avrinningsområdena på norra sidan Farstaviken har tydligt förhöjda föroreningshalter påträffats både som härstammar från avfall från porslinsfabriken och från verksamhet vid båtuppläggningsplatserna söder och norr om viken. De laktest som tidigare utförts av porslinsavfall (t.ex. från Idrottsparken, WSP 2011e, och i södra delområdet, Tyréns 2013) visar

på lägre lakbarhet i avfallet än vad som antas i Naturvårdsverkets beräkningsmodell. De analyser som 2013 har utförts av filtrerade prover visar på betydligt lägre halter av bly och zink än de teoretiskt beräknade halterna, vilket verifierar att lakbarheten i verkligheten är lägre än i beräkningsmodellen. Utifrån de uppmätta halterna av bly och zink i grundvattnet på norra sidan av viken (filtrerade prover) kan dock risker ändå finnas för negativ påverkan på organismer. Även från provtagningen av grundvatten från den södra sidan visar de uppmätta halterna att halter av bly och zink kan påverka organismer i känsliga ytvatten.

Vid tidigare tillfällen har det varit svårt att provta grundvatten i något av de installerade grundvattenrören då de varit torra vid provtagningstillfället. Att vatten fanns att prova vid det nya provtagningstillfället kan bero på att vattenmagasinen i fyllningen är små till följd av en varierande bergöveryta. Tillskottet av främst zink till Farstaviken från det södra delområdet beräknas vara relativt stort (9,6 kg/år), och beräknas utgöra ca 40 % av det framtida tillskottet från dagvatten från detaljplaneområdet Fabriksstaden (jämförelse mot beräknade mängder från Dagvattenutredning Fabriksstaden). Med tanke på de, trots allt, måttliga halter som beräknas finnas i grundvatten kan det dock vara svårt att med enkla åtgärder med avseende på förorenad mark minska läckaget i någon betydande omfattning. Det går dock inte att helt utesluta att läckage av föroreningar från förorenade markområden på södra sidan kan medföra några betydande risker för negativa effekter på känsliga organismer, i synnerhet då infiltrationen av vatten förväntas öka något till följd av den planerade exploateringen. Risken bedöms dock som liten för normalt förekommande organismer i grundvattnet som har anpassat sig till föroreningssituationen.

Avseende det centrala delområdet filtrerade halter är samtliga halter låga jämfört med SGUs bedömningsgrunder, med undantag för zink och som uppnår måttlig halt. Dessa prover uppvisar lägre halter än de beräknade för samtliga ämnen undantaget kadmium. Avseende zink kan effekter på biota i känsliga vattendrag teoretiskt inte uteslutas. Vid jämförelse mellan beräknade och uppmätta halter i filtrerade prover kan en generell svag överskattning av beräknade halter ses. De ofiltrerade proverna innehåller dock betydligt högre halter av bly och zink jämfört med beräknade halter. Övriga uppmätta halter i ofiltrerade prov och beräknade halter är i storleksordningen samma som de teoretiskt beräknade. Med tanke på de låga till måttliga grundvattenhalterna och det faktum att framtida exploatering till viss del minskar den mängd vatten som infiltreras bedöms det inte finnas några betydande risker för negativa effekter kopplade till läckaget av metallförorenat grundvatten från detta område.

Tidigare utförda undersökningar av klorerade kolväten i den övre delen av vattenmassan i det ytliga grundvattenmagasinet inom centumparkeringen (centrala delområdet) samt i porluft har visat på förekomst, om än låga halter, av klorerade kolväten. Nu utförda undersökningar (passiv provtagning) ger en medelhalt under en längre tid och genomfördes på grundvattnet närmast det lerlager som underlagrar fyllnadsmaterialet. Halter av vissa nedbrytningsprodukter av klorerade kolväten har detekterats i låga halter, men halter avseende moderprodukter har varit lägre än laboratoriets rapporteringsgränser. Riskerna förknippade med klorerade kolväten bedöms därför som små. Dock bör uppmärksamhet finnas kring förekomsten av dessa ämnen den dag området ska exploateras. Klorerade kolväten har inte kunnat påvisas vid kompletterande engångsprovtagning nedströms centumparkeringen, varför någon spridning inte kunnat påvisas i genomförda undersökningar och fri fas inte förväntas inom området.

9.5.2 Avrinning mot Ösby träsk

Inom det avrinningsområdet som avvattnas mot Ösby träsk har ett område med porslins- och glasrester identifierats i anslutning till nuvarande badhusanläggning. Jorden inom området innehåller förhöjda metallhalter av främst bly och zink. Analyser av grundvattnet inom området visar på höga metallhalter i ofiltrerade prover, men betydligt lägre halter i filtrerade prover. Haltnivåerna bedöms i regel som låga utifrån Naturvårdsverkets bedömningsgrunder, men undantag för zink och till viss del kadmium som uppvisar måttliga halter.

Laktester som utförts på jord från porslins- och glasavfallet har visat på generellt lägre lakbarhet än vad som antas i Naturvårdsverkets beräkningsmodell för generella riktvärden (NV 2009a), med undantag för zink där lakbarheten är i samma storleksordning.

Utifrån tidigare utförda undersökningar består jordartsförhållandena under porslins- och glasfyllningen av torv och lera. Det är dock osäkert på hur mäktiga dessa jordlager är. Att avfallet underlagras av täta jordlager är positivt ur spridningssynpunkt då grundvattenströmningen går långsamt och då transport av partiklar kan förväntas vara mycket liten.

Utifrån påträffade föroreningshalter i grundvattnet bedöms inga risker för negativa miljöeffekter finnas inom området.

9.6 Bedömning av miljö- och hälsoeffekter i ytvatten

De övergripande åtgärds målen innebär att spridning av föroreningar inte ska innebära utsläppsmängder som på lång sikt riskerar att försämra vattenkvaliteten och medföra risk för människors hälsa och miljö. Den kemiska och ekologiska statusen ska alltså inte försämrats av läckage från omgivande förorenad mark. Strävan är att bottenmiljön på lång sikt ska bli en god livsmiljö för djur och växter som är naturligt förekommande inom området. De ämnen som bedöms kunna påverka ytvattenkvaliteten finns sammanställda i *bilaga 5*.

9.6.1 Farstaviken

MILJÖ

Sediment, bottenfauna och blåstång har undersökts i Farstaviken vilket visar på att det är en recipient som är mycket påverkad både av bland annat porslinstillverkningen i Gustavsberg och av det faktum att flertalet dagvattenledningar har mynnat i viken under en lång tidsperiod samt av båtverksamhet. Analyserna av blåstång har visat på höga metallhalter vilket kan vara ett tecken på att metallhalterna i ytvattnet är förhöjda. Dessutom har bottenfaunaundersökning visat på att bottenfaunan är påverkad, i synnerhet i de inre delarna av viken där både antalet arter och antalet individer är färre än längre ut i viken. Farstaviken uppfyller i dagsläget inte det långsiktiga målet, att uppnå god livsmiljö i viken. Den större aktivitet av båtar som kan förväntas i samband med framtida explotering innebär fortsatt svårighet att nå målet.

Den kompletterande ytvattenprovtagningen som genomfördes våren 2013 visades inga halter av metaller eller PAH:er över miljö kvalitetsnormer (filterade prover). Tributyltenn och dess nedbrytningsprodukter har påvisats i halter i ytvattnet som bedöms utgöra risk för vattenlevande organismer. Dessa ämnen kommer dock troligen i mindre mängd från markområdena och till större del från sediment och vatten. Det är tydligt att risker finns för känsliga vattenlevande organismer och att faunan därför har fått anpassa sig till rådande förhållanden. Förhållandena i den redan störda miljön i Farstaviken bör därför inte försämrats ytterligare.

Beräkningar visar att läckage av metaller från förorenad mark bidrar med i storleksordningen samma mängd föroreningar till Farstaviken, som dagvattnet från det centrala området och Fabriksstaden för med sig var för sig.

HÄLSA

Både halterna av metaller, TBT och PAH:er (de sista ej påvisade) i provtaget ytvatten underskrider Livsmedelsverkets gränsvärden för dricksvatten. Risker för negativa effekter hälsa vid bad mm från vatten bedöms därför som små.

9.6.2 Ösby träsk

När det gäller ytvattenkvaliteten i Ösby träsk har provtagning utförts av ytvatten endast vid ett enstaka tillfälle, där ofiltrerade prover visat på förhöjda halter av metaller. Metallhalterna visar stor avvikelser från bakgrundshalter i sjöar i södra Sverige (WSP 2011c) för främst koppar, vanadin och zink, däremot inte bly vilken är den metall som påträffas i mest förhöjda halter i

grundvattnet. Även kadmium, nickel och krom påträffas i förhöjda halter. Metallhalterna understiger dock i samtliga fall Livsmedelsverkets dricksvattennormer vilket innebär att inga hälsoeffekter finns om man råkar svälja vatten då man badar. Däremot ligger vissa metallhalter i nivå med den några då risk finns för påverkan på känsliga vattenlevande organismer.

Inga höga halter av organiska ämnen har påträffats och även den bakteriologiska analysen visade på låga halter. Halten av bakterier kan dock förändras med temperaturen och tjänligheten för bad med avseende på detta bedöms därför ej vidare i denna utredning.

9.7 Bedömning av miljö- och hälsoeffekter i sediment

MILJÖ

Tidigare utförda undersökningar i Farstaviken har visat på kraftigt förhöjda föroreningshalter av metaller, främst kadmium, koppar, bly, krom och zink (Sweco 2001, Aquakonsult, 2003, Svensk Energikonsult 2012). Sedimenten i djupare delar av viken och i de yttre delarna av viken är mindre förorenade (Sweco, 2001) än i den inre delen av viken. Undersökningarna visar även att metallhalterna generellt är lägre i de allra ytligaste skikten än i djupare sedimentlager vilket tyder på att sedimenten med tiden överlagras med mindre förorenat material. Mycket höga halter finns dock även i de ytligaste sedimenten vid den senaste utförda provtagningen av sediment i viken (Svensk ekologikonsult 2012). Variationen med djup tyder på att tillförseln av metallföroreningar till sediment har tillkommit förr i tiden, och sannolikt kan spåras till de äldre industrierna som funnits i Gustavsberg, med det är även tydligt att tillförsel av föroreningshalter som kan innebära negativa effekter sker än idag. Även halter av tennorganiska ämnen (TBT) är höga i sediment i den inre delen av viken (Svensk Ekologikonsult, 2012). De högsta halterna av TBT återfinns dock något ytligare än de höga metallhalterna, d.v.s. föroreningen har ett nyare ursprung. Uppgifter finns om att muddring har utförts i inre delarna av hamnen, men det är oklart i vilket omfattning. Den undersökning som utfördes 2012 (Svensk Ekologikonsult) har dock visat att det fortfarande finns höga föroreningshalter i detta område.

De höga metallhalterna i sedimenten innebär att negativ påverkan förväntas på sedimentlevande organismer och bottenfaunan är störd inom området. Halterna av TBT kan orsaka negativa effekter på vattenlevande organismer. Dock kan det förväntas att organismer som lever i Farstavikens vatten och sediment har anpassat sig till den rådande situationen. Båtbottenfärger innehållande tennorganiska föreningar är idag förbjudna och tillförseln till vattenmiljön av dessa ämnen kan därför förväntas minska med tiden, även om den kan förväntas gå långsamt med tanke på att löpande tillförsel i dagsläget har konstaterats inom Värmdö kommun (Svensk Ekologikonsult 2012).

Föroreningssituationen i Farstavikens sediment är allvarlig och undersökningar har även visat på förhöjda halter i organismer. Det innebär att föroreningarna är biotillgängliga och sprider sig i systemet. För att kunna uppnå en god livsmiljö i Farstaviken finns behov av att utföra åtgärder med avseende på förorenade sediment. Undersökningarna har dock även visat att tillförseln av föroreningar fortgår, främst med avseende på TBT, koppar och zink, men även för andra metaller. Detta gör att det är svårt att garantera en långsiktig effekt av en eventuell efterbehandlingsåtgärd, om inte åtgärder även görs för att minska tillförseln av föroreningar. De främsta källorna till denna tillförsel bedöms vara dagvatten, båtliv och läckage från förorenade markområden.

HÄLSA

I sedimenten har metallhalter som är högre än i många andra områden påvisats. Vad gäller risk för hälsoeffekter kan ingen direkt jämförelse göras mot generella riktvärden för förorenad mark, men en jämförelse har ändå gjorts mot de delar av riktvärdena som avser hälsa. Exponeringsvägarna intag av jord, hudkontakt och inandning av damm har tagits med i det hälsobaserade delriktvärdet men inte intag av bär, ånga och dricksvatten, och hänsyn tas till vistelse 60 dagar/år (dvs. ett mycket fint badår). Dessa modifierade riktvärden är betydligt högre än påvisade halter i sedimenten för alla metaller utom bly. Bly förekommer i halter kring detta delriktvärde och som mest 2 gånger över det. Det finns dock utrymme i riktvärdet att överskridas

dels med tanke på att 60 dagars vistelse per år är mycket, dels för att riktvärdet bygger på att mesta delen bly kommer från andra källor än förorenade områden (mat mm). Dessa blyhalter bedöms inte innebära risk för negativa effekter på hälsa vid intensivt badande. Detsamma gäller de höga organiska tennhalter som påvisats i sedimenten. Vid den jämförelsen har bara de delriktvärden avseende hälsa använts utan modifieringar som Länsstyrelsen i Västra Götaland har tagit fram för förorenade områden och muddermassor (2013). Sammantaget bedöms sedimenten, trots att de är förorenade, inte utgöra en risk för negativa effekter på människors hälsa vid omfattande badande.

När det gäller Ösby träsk har undersökningar (WSP 2011c) visat att sedimenten är måttligt förorenat med metaller och organiska föreningar. Utifrån påträffade halter vid utförd undersökning bedöms sedimenten inte utgöra något hinder för bad. Viss risk kan dock finnas för negativa effekter på känsliga organismer.

10 Sammanvägd riskbedömning och åtgärdsbehov

Inom de tidigare utförda undersökningarna inom detaljplaneområdet har närvaro av föroreningar konstaterats i varierande omfattning. Högst halter har påträffats i den norra sidan av Farstaviken samt i området kring Idrottsparken, i båda fall främst kopplat till gammalt porslins- och glasavfall. Förhöjda halter av främst bly finns dock även i södra och centrala delarna, även där ofta kopplat till porslinsavfall. I centrala delarna påträffas även förhöjda halter av PAH H i relativt stor omfattning.

Riskbedömningen har dock visat att behov av åtgärder avseende förorenad mark, för att uppnå det övergripande åtgärds målet med god bebyggd miljö (**åtgärds mål nr. 1**), endast finns inom vissa delar av detaljplaneområdena. I många fall kommer exploatering att innebära att exponering av föroreningarna minskar genom att ytor hårdgörs eller att byggnader uppförs. Åtgärdsbehovet gäller främst det norra delområdet samt Kattholmen inom det södra delområdet. Detta innebär även ett behov av kompletterande undersökningar inom dessa områden för att utreda åtgärdsbehovet i detalj. Översiktliga undersökningar av övriga områden där parker, skolor och/eller lekparker ska anläggas visar generellt på acceptabla halter under förutsättning att fyllnadsmassor täcks med rena massor.

Utifrån beräkningarna av föroreningsbelastning som redovisas i kapitel 8.2 framgår det att bidraget till föroreningar som kommer med grundvattnet från förorenade områden är av samma storleksordning som den mängd föroreningar som kommer till Farstaviken via dagvattnet. I synnerhet gäller detta det södra delområdet och främst för zink, nickel, krom och koppar. För att kunna uppnå **åtgärds mål nr. 2**, att inte försämra den kemiska och ekologiska statusen i Farstaviken, kan det därför vara nödvändigt med åtgärder för att minska risken för spridning av föroreningar från förorenad mark inom respektive område. Även om kompletteringar av grundvattenprovtagningar nu har gjorts (främst norra området) bör grundvattnet inom de södra delarna utredas vidare för att i detalj kunna avgöra om behov av saneringsåtgärder finns med avseende på risken för spridning. Provtagningar av grundvatten har visat att skillnader i filtrerade/ofiltrerade prover har större påverkan på mängder än vattenflödets storlek vilket innebär att gjord jämförelse bygger på olika typer av data. Det går därför inte med säkerhet att avgöra om det är förorenad mark, dagvatten eller sediment som utgör den största belastningen på Farstaviken.

Detta gäller även för att kunna uppnå **åtgärds mål nr. 4**, där utförda undersökningar visar att sediment och ytvatten i Farstaviken är kraftigt påverkade och höga föroreningshalter har påträffats vilket innebär att negativ påverkan finns på sediment- och vattenlevande organismer. Det finns dock inte någon risk för negativa hälsoeffekter vid upprepade bad med avseende på påträffade halter i ytvatten och sediment. För att inte försämra möjligheterna att uppnå detta åtgärds mål fullt ut krävs därför att utläckaget till Farstaviken inte ökar, utan på sikt minskar. Ovan beskrivna åtgärder är ett steg på vägen för att uppnå detta. I takt med att exploatering sker av marken runt omkring Farstaviken kommer även närvaron vid och tillgängligheten kring

Farstaviken att öka. Gångväg kommer att anläggas längs med stranden, bryggor planeras och båttrafiken kommer sannolikt att öka. Farstaviken är en av de största allmänna miljöerna i Gustavsberg och det är sannolikt att människor kommer att vistas i högre utsträckning här i framtiden. Detta ökar även behovet av att uppnå de långsiktiga målen god bebyggd miljö och god livsmiljö i viken, och innebär därmed att kan finnas behov av att utföra åtgärder med avseende på de förorenade sedimenten. Undersökningarna har dock även visat att tillförseln av föroreningar fortgår, främst med avseende på TBT, koppar och zink, men även för andra metaller. Detta gör att det är svårt att garantera en långsiktig effekt av en eventuell åtgärd, om inte åtgärder även görs för att minska tillförseln av föroreningar via exempelvis dagvattnet och utläckage från förorenade markområden.

En åtgärd av sediment i viken medför i sig risker för den omkringliggande miljön, framför allt i samband med entreprenadarbetet då det finns risk för spridning av förorenat sediment. Flora och fauna kommer bli påverkade i början då hela dess livsmiljö tas bort. Det är därför viktigt att väga risken med ett kvarvarande förorenat sediment med kostnad och miljönnytta i samband med planering av en efterbehandlingsåtgärd.

När det gäller Ösby träsk bedöms det inte finnas några risker för negativa hälsoeffekter för badande personer, vilket innebär att det övergripande **åtgärds målet nr 5** uppnås utan åtgärd. Däremot har metallhalter i ytvattnet uppmätts som innebär att påverkan kan finnas på känsliga vattenlevande organismer. Det är dock osäkert vad källan till dessa förhöjda halter är. Uppmätta halter i grundvattnet från området kring Idrottsparken visar på låga till måttliga halter och utifrån utförda lakförsök bedöms urlakningen av föroreningar via grundvattnet från området kring Idrottsparken vara relativt liten. Mängdberäkningar visar dock att mängden zink som tillförs Ösby träsk inte är försumbar, och detta tillsammans med det faktum att zink är en av de metaller som förekommer i förhöjda halter i ytvattnet i Ösby träsk, som betraktas som en skyddsvärd recipient, medför att det inte går att utesluta att visst behov av åtgärder kan finnas för att minska läckaget från området kring Idrottsparken för att inte försämrade möjligheterna att uppnå övergripande **åtgärds mål nr 3**. I samband med ytterligare exploatering och schakt inom området där risk finns för närvaro av porslins- och glasavfall bör provtagning och analys ske och påträffas avfall med höga föroreningshalter bör det avlägsnas från platsen för att på sikt minska belastningen på Ösby träsk.

Tillfällig exponering av jord vid ledningsdragningar bedöms inte utgöra någon hälsorisk. Dock ska entreprenör alltid informeras om förekomsten av ämnen i marken för att ha beredskap för kontroll av förorenade massor. Återanvändning av massor innehållande porslins- och glasavfall bör ej ske utan denna typ av massor bör omhändertas. I det fall massor med förhöjda föroreningshalter önskas återanvändas bör samråd ske med miljöförvaltningen i Värmdö kommun.

10.1 Mätbara åtgärds mål

I samband med exploatering och/eller sanering inom detaljplaneområden ska mätbara åtgärds målen tas fram genom att väga miljömässiga, tekniska och ekonomiska aspekter samt andra aspekter mot varandra. De mätbara åtgärds målen kommer dock skilja sig mellan de olika detaljplaneområdena och är kopplade till den exploatering som sker i varje enskilt fall. I denna rapport ges inga förslag på mätbara åtgärds mål för detaljplaneområdena, då det är svårt att vara generalisera åtgärds mål för en hel plan. För vissa aktiviteter kan det dock vara möjligt att sätta upp generella mätbara åtgärds mål, som gäller inom samtliga detaljplaneområden. Dessa kan exempelvis omfatta:

- Vid ledningsschakt får återfyllning ej utföras med massor med halter överstigande generella riktvärden för MKM.
- Inom gatumark får återfyllning ej utföras av massor med halter överstigande generella riktvärden för MKM.

- Byggande av LOD (lokalt omhändertagande av dagvatten) får ej medföra ökat utläckage av föroreningar och därför inte anläggas inom områden där representativa halter överstiger generella riktvärden för MKM.
- I de fall dagvattenlösningen bygger på att ytavrinning samlas upp och infiltrerar i mark på annan plats ska skaktester från provtagen jord på plats kunna uppvisas, som visar på att lakande halter motsvarande gränsvärden för utlakning vid inert deponi enligt Naturvårdsverkets föreskrifter NFS 2004:10 innehålls.
- Vid övertäckning av områden med förorenad jord, som ej ska hårdgöras eller bebyggas, ska skiktet med rena massor uppgå till minst 0,7 m.
- Den sammanlagda volymen av förorenad mark ska minska med $X \text{ m}^3$.

I bilaga 4 visas exempel på mätbara åtgärds mål från andra projekt, för att ge en bild av möjliga sätt att utforma åtgärds målen. Målen kan vara direkt kopplade till en halt, exempelvis utgå från platsspecifika riktvärdet för ett specifikt område, men även vara kopplade till aktiviteter som krävs för att utföra ett visst arbete. Det är dock av största vikt att de mätbara åtgärds målen ska kunna följas upp, att de är just mätbara.

10.2 Osäkerheter i genomförd riskbedömning

Riskbedömningen med avseende på spridning av föroreningar baserar sig på endast ett fåtal analyser av grundvatten inom det södra och centrala delområdet, och då oftast prover tagna vid ett enstaka tillfälle. Halter och mängder ska därför ses som uppskattningar av storleksordningar och inte som exakta halter och mängder. Jämförelser av halter och mängder mellan olika delområden ska också göras med viss försiktighet då omfattning av dataunderlaget, och typ av dataunderlag, varierar.

Utförda lakttester på porslinsavfall visar på lägre urlakning än vad som antas i Naturvårdsverkets beräkningsmodell vilket medför att risk finns att utförda beräkningar innebär en överskattning av läckaget.

Även när det gäller föroreningshalter i dagvatten har endast enstaka mätdata erhållits och beräkningarna speglar t.ex. inte variationer under en årscykel.

I och med att UCLM har studerats istället för medelhalter i jorden finns en god statistisk säkerhetsmarginal med i de gjorda bedömningarna.

11 Rekommendationer

Exploatering av området medför att stora områden täcks, antingen av byggnader eller hårdgjorda ytor, eller med ett matjordslager för växtetablering. I de fall spridning inte är styrande för åtgärdsbehovet är det den aktuella markanvändningen på platsen som avgör vad som är en rimlig nivå för eventuella saneringsåtgärder.

I nedanstående kapitel redovisas rekommendationer för respektive delområde. Dessutom gäller följande generella rekommendationer:

- Då huvuddelen av området innehåller massor med föroreningar i olika grad ska under byggskedet åtgärder vidtas för att minimera risken för spridning av föroreningar. Dels blottläggs föroreningar, damning riskerar att uppstå och lösta eller partikulärt bundna föroreningar riskerar att spridas.
- Vid schakt inom områden där risk finns för att förorenad jord eller porslins-/glaskross kan påträffas måste beredskap finnas för provtagning och hantering av dessa massor. Avfallrester bör inte återanvändas utan bör omhändertas på mottagningsanläggning med tillstånd för att på sikt minska belastningen på Farstaviken och Ösby träsk.

- Vid all schakt inom förorenade områden inom, och i anslutning till, detaljplanerna ska hantering av massor dokumenteras.
- Inom områden där sanering inte sker ska föroreningsutbredningen dokumenteras och finnas tillgänglig för aktörer som i senare skeden kan komma att använda marken.

11.1 Södra delområdet

Förhöjda föroreningshalter av främst bly och PAH (M och H) har påträffats inom området vilket innebär att en viss risk för påverkan på hälsa via intag av växter inte kan uteslutas. Stora delar av det södra delområdet är idag bebyggt och har inte kunnat undersökas. Beräkningar visar att läckaget av föroreningar via grundvattnet till Farstaviken kan vara relativt stort. Stora delar av området innehåller dock måttligt höga halter, varför en saneringsåtgärd kanske inte får någon stor effekt. Däremot bör delar av Kattholmen åtgärdas till följd av risk för effekt på Farstaviken likaväl som för att avlägsna hälsorisker. Även vid båtuppläggningsplatsen behöver utredning/åtgärder avseende TBT utföras. Följande åtgärder föreslås för det södra delområdet:

- En undersökning av mark under befintliga byggnader som ska rivs bör genomföras inför exploatering, i de fall de ej är grundlagda direkt på berg.
- I samband med schakt för ledning bör provtagning utföras för att avgöra korrekt hantering av uppgrävda massor. Förorenade massor ska ej användas till återfyllnad av ledningsschakter.
- Ytligt liggande porslinskross och ytligt förekommande asklager, främst vid Kattholmen, ska avlägsnas för att undvika att människor eller djur kommer i kontakt med dessa massor.
- Inför att båtuppläggningsplatsen exploateras för bostäder behöver TBT i ytliga jordlager utvärderas och eventuellt åtgärdas.
- Kompletterande provtagningsomgång avseende filtrerade grundvattenprover för det södra delområdet bör genomföras då det står klart att skillnader i filtrerade/ofiltrerade prover har större påverkan på mängder än vattenflödets storlek.

11.2 Centrala delområdet

Inom det centrala delområdet föreligger inte någon omedelbar hälsorisk till följd av föroreningar då området huvudsakligen ska anläggas med flerbostadshus och park. Avseende spridning visar översiktliga beräkningar att det centrala delområdet inte behöver prioriteras avseende åtgärder för att minska läckage till Farstaviken.

För det centrala området föreslås nedanstående kompletteringar och åtgärder:

- I det fall parkeringsområdet vid Gustavsbergs centrum, i läge för den tidigare tippen, kommer att nyttjas för annan markanvändning än idag, behöver kompletterande provtagningar göras. En sådan undersökning underlättar även masshanteringen vid schakt. Hänsyn bör tas till tidigare påträffad hög PAH-halt inom området.
- Ytligt liggande porslinskross ska avlägsnas för att undvika att människor eller djur kommer i kontakt med dessa massor.

11.3 Norra delområdet

Inom norra delområdet har höga föroreningshalter konstaterats, både beroende på porslins- och glasavfall inom området och beroende på verksamheten vid båtuppläggningsplatsen. Föroreningar förekommer i så höga halter att risker kan finnas för negativa hälsoeffekter såväl som innebära påverkan på markmiljön. Även om det finns en stor potential för spridning från området till Farstaviken är sannolikt tillskottet till Farstaviken i samma storleksordning som för södra delområdet, eller tillskottet från dagvatten.

Vid exploatering av området för bostadsbyggande och rekreationsområde kommer dock mer detaljerade undersökningar att krävas för att utreda hur stort åtgärdsbehov som finns. Med största sannolikhet krävs att sanering utförs inom delar av området med avseende på hälsa/markmiljö. Kompletterande undersökningar bör omfatta provtagning av både jord och grundvatten.

För norra delområdet bedöms det vara relevant att arbeta utifrån platsspecifika riktvärden som är anpassade till de aktuella exponeringsförhållandena samt förhållandena på platsen. Inom ramen för kompletterande undersökningar rekommenderas att lakförsök utförs för att klargöra avfallsresternas lakegenskaper, då risk för spridning till recipienten kan vara en styrande parameter vid riktvärdesberäkningarna.

Vid byggande ut i vattnet i Farstaviken kan risker finnas att föroreningar i sedimenten frigörs. Kompletterande utredning av denna risk bör utföras inom ramen för vattendom.

Följande kompletteringar föreslås i detalj:

- Framtagande av platsspecifika riktvärden kopplade till den aktuella exponeringssituationen som anges av detaljplanen. Provtagning av jord och utförande av minst 4 laktester (2-stegs skaktest), samt analys av TOC bör utföras för att erhålla indata till beräkningarna.
- Inför fortsatt exploatering bör mer detaljerad provtagning av jord utföras med direkt koppling till planerad exploatering för att avgöra hur hantering av massor som schaktas ska ske. Detta gäller alla arbeten som innebär schakt i området, även t.ex. ledningsdragning.
- Vid byggande ut i vattnet i Farstaviken bör en kompletterande utredning risk förknippade med detta utföras inom ramen för vattendom.

11.4 Delområde Ösby träsk

Inget direkt behov av åtgärder har konstaterats utifrån utförd riskbedömning av området kring Idrottsparken. Höga metallhalter, främst med avseende på bly och zink, förekommer dock inom området i de porslins- och glasrester som har identifierats.

Utifrån nuvarande markanvändning föreligger inga hälsorisker, men däremot bedöms det finnas risk för läckage av zink till Ösby träsk. Hänsyn måste tas till de förhöjda föroreningshalterna så fort några ändringar eller markarbeten ska utföras inom området och är en förutsättning att ta hänsyn till vid utvecklingen av Idrottsparken. Följande måste då beaktas:

- Vid all schakt inom området måste kontroll av föroreningshalter utföras för att säkerställa korrekt hantering av jordmassorna. Delar av de tidigare analyserade massorna klassas som farligt avfall och kräver särskild hantering.
- Då schakt sker inom området bör massor som utgörs av glas- och porslinsavfall och innehåller förhöjda föroreningshalter avlägsnas från området för att på sikt minska risken för läckage till Ösby träsk.
- Porslins- och glasavfall ska inte finnas i markytan så att människor som vistas inom området kan komma i direktkontakt med materialet.
- Förändringar som kan leda till ökad urlakning bör inte göras inom området, till exempel lösningar med lokalt omhändertagande av dagvatten i anslutning till avfallsrester.

11.5 Farstaviken

Utförda undersökningar, och riskbedömning har visat att sedimenten i Farstaviken har höga halter av metaller och TBT, och förhöjda halter har även påträffats i organismer vilket innebär att föroreningarna sprids i miljön. Även i ytvattnet är metallhalterna förhöjda. Halterna är dock lägre än de gränsvärden som används (MKN) som, syftar till att undvika negativa effekter på

organismer. Halterna av TBT med nedbrytningsprodukter är dock högre än MKN i provtaget vatten vid 1m djup. Den nutida tillförseln av föroreningar bedöms vara mindre än den historiska, men medför fortfarande tydligt förhöjda halter med risk för att ge negativa effekter. För att kunna uppnå det långsiktiga målet, en god livsmiljö, krävs åtgärder för Farstaviken. För att en eventuell sanering av sedimenten ska få en långsiktig effekt krävs att även tillförseln till Farstaviken minskar.

Det rekommenderas att sediment i den inre delen av Farstaviken åtgärdas med avseende på dess innehåll av föroreningar. Det är viktigt att en eventuell åtgärd värderas utifrån den miljönytta som uppnås kontra den kostnad som uppkommer genom åtgärden. Val av efterbehandlingsåtgärd som exempelvis muddring eller en övertäckning skall också väljas utifrån de förutsättningar som området har.

För att förhindra grumling och spridning av förorenade sediment ska arbetsområdet vid muddringsarbeten eller liknande i vatten avgränsas med en bottengående skyddsskärm av geotextil. Arbetet kan även ske på vinterhalvåret när den biologiska aktiviteten är låg och grumling då utgör en mindre risk. I sådana fall bör ett program för kontroll av eventuell spridning av sediment och föroreningar upprättas.

- Kontroll av dagvattenhalter i varma rännan och dagvattenledning från det centrala delområdet med hjälp av passiv provtagning av metaller. Små provtagare (erbjuds av t.ex. ALS) hängs ut under några veckor, viktigt att hålla koll på temperatur (gärna med logg). Förslagsvis hängs provtagare ut vid mynning och två punkter längre upp i varje system.

11.6 Ösby träsk

Inget direkt behov av kompletterande undersökningar avseende Ösby träsk har kunnat identifieras. När exakt läge för planerad badplats är bestämd bör avstämning ske mot tidigare utförd undersökningar. Har provtagning inte skett i samma läge bör kompletterande provtagning utföras av ytvatten och sediment i läget för planerad badplats.

12 Referenser

Aqua Konsult, 2003. Underlag för tidigt samråd. Sjöledning i Farstaviken från Eriksberg i Nacka till Östra Ekedal i Värmdö – provtagnings av bottensediment.

Ekologigruppen, 2012. Miljökonsekvensbeskrivning av förslag till detaljplan för Strandvik, Östra Ekedal 1:43 m fl fastigheter, Värmdö kommun.

Lücke, J. 2013. Undersökningar i Stockholms skärgård 2012. Vattenkemi, plankton och bottenfauna. Stockholm Vatten AB.

Länsstyrelsen i Västra Götalands län 2013. Kriterier för tributyltenn, irgarol och diuron i muddermassor som omhändertags på land. Rapport från projekt Hav möter land. Rapport 2013:37. 2013.

Naturvårdsverket 1999a. Bedömningsgrunder för miljö kvalitet – Grundvatten. Rapport 4915

Naturvårdsverket 1999b. Bedömningsgrunder för miljö kvalitet – kust och hav. Rapport 4914

Naturvårdsverket 1999c. Bedömningsgrunder för miljö kvalitet – Sjöar och vattendrag. Rapport 4913

Naturvårdsverket 2008. Förslag till gränsvärden för särskilda förorenande ämnen. Rapport 5799

Naturvårdsverket 2009. Riktvärden för förorenad mark. Rapport 5976

Naturvårdsverket, 2009b. Sammanställning av gränsvärden och underlaget för tributyltenn (TBT) i ett urval av länder.

Naturvårdsverket 2006. Naturvårdsverket rapport 5540. Bedömning av riskreduktion vid efterbehandling – fas 1.

SFT 2007. Veileder for klassifisering av miljø kvalitet i fjorder og kystfarvann, Revidering av klassifisering av metaller og organiske miljøgifter i vann og sedimenter, Statens forurensningstilsyn, TA-2229/2007

SGU, Bedömningsgrunder för grundvatten 2013:1.

SLV 2001. Livsmedelsverkets kungörelse om grundämnen i dricksvatten. SLV FS2001:30

SPBI, 2010. Riktvärden för ämnen i grundvatten vid bensinstationer.

Svensk Ekologikonsult, 2012. Preliminär rapport för kontamineringsituationen i och kring Farstaviken.

Sweco, 2000. Gustavsberg. Översiktlig miljöteknisk undersökning av mark och byggnader. Uppdragsnr 1154190000. 2000-05-15.

Sweco, 2001. Farstaviken. Miljöteknisk undersökning av bottensediment, vattenkvalitet och biologiska parametrar. Uppdragsnr. 1154190400. 2001-12-30.

Sweco 2007. Huvudstudie Bersbo. Huvudstudie avseende föroreningar i recipienter nedströms Bersbo gruvområde, Åtvidabergs kommun. Uppdragsnr. 1553289000. 2007-04-23

Sweco 2012. Strandvik – Gustavsberg. Miljöteknisk markundersökning. Uppdragsnr. 1155821000. 2012-05-29

Sweco 2013. PM Riskbedömning Gustavsberg. Uppdragsnr. 1155866000. 2013-02-14

Tyréns, 2010a. Undersökning av markföroreningar. Översiktlig geoteknisk undersökning. Gustavsberg MKB och tillstånd. Uppdragsnr. 215141B. 2010-09-17.

Tyréns, 2010b. Gustavsbergs fabrik oljecisterner Undersökning förorenad mark. Gustavsberg MKB och tillstånd. Uppdragsnr. 215141C. 2010-09-16.

Tyréns, 2010c. Gustavsberg, Kv Kullen. PM miljöteoteknisk markundersökning. Uppdragsnr. 227031. 2010-12-08.

Tyréns 2012a. Undersökning markföreningar. Översiktlig geoteknisk undersökning. Gustavsberg 1:29. Uppdragsnr. 215141D. 2010-12-10

Tyréns 2012b, Miljöteknisk utredning Ösby, Gustavsberg. Uppdragsnr. 232571 2012-03-30

Tyréns 2013. Analysresultat från lakförsök utförda av Eurofins Environmental AB. Laboratorieprotokoll daterade 2013-01-07.

VISS; 2012

Värmdö kommun, 2006. Ösbyträsk naturreservat. Reservatsbeslut.

Värmdö, 2012. 2012-10-04

<https://www2.varmdo.se/Resource.phx/plaza/publica/invanare/sbk/gustavsberg/index.htm>

Värmdö kommun, 1992. Tekniska enheten, Inventering av tippar.

WRS, 2008. Dagvattenutredning för planområdet Ekbacken etapp I och OO, Värmdö kommun. 2008-03-26.

WSP, 2007a. PM Geoteknik. Ösby 1:355 samt del av Ösby 1:1 Gustavsberg, Värmdö kommun

WSP 2007b. PM Översiktlig miljöteknisk markundersökning. Ösby 1:355 samt del av Ösby 1:1 Gustavsberg, Värmdö kommun. 2007-08-14

WSP, 2011a. Del av detaljplaneområde Kvarnbergsterrassen. Översiktlig miljöteknisk markundersökning. 2011-09-01.

WSP, 2011b. Del av detaljplaneområde Fabriksstaden. Översiktlig miljöteknisk markundersökning. 2011-08-31.

WSP, 2011c. PM – Miljöteknisk undersökning av sediment och vatten i Ösby träsk, Värmdö kommun.

WSP, 2011d. Dagvattenutredning Idrottsparken, Värmdö kommun. 2011-05-17, rev. 2011-05-26

WSP, 2011e. Del av detaljplaneområde Idrottsparken. Översiktlig miljöteknisk markundersökning. 2011-09-02

WSP 2012. Dagvattenutredning Strandvik, Värmdö kommun. 2012-06-07

Öberg O., 2001. Assessment of sediment Contaminants from Ceramic Production, a Case Study of Farstaviken.