

UTVÄRDERINGSRAPPORT VÄLEN
SEDIMENT I DAGVATTEN OCH STORA ÅN



n

RAPPORT
2021-04-12

UPPDRAG 293234, Välen och Stora ån - miljöundersökning,
ramavtal KV2018-73

Titel på rapport: UTVÄRDERINGSRAPPORT VÄLEN - Sediment i dagvatten och Stora ån

Status: Rapport

Datum: 2021-04-12

MEDVERKANDE

Beställare: Kretslopp och Vatten i Göteborg

Kontaktperson: Elisabet Porse

Konsult: Tyréns AB

Uppdragsansvarig: Kristina Hargelius; Tyréns AB

Handläggare: Kristina Hargelius, Tyréns AB

Kvalitetsgranskare: Liselotte Franzén, Tyréns AB

Uppdragsansvarig: Kristina Hargelius

Handlingen granskad av: Liselotte Franzén

SAMMANFATTNING

Sediment Stora ån och Välenviken är kraftigt påverkade av miljöstörande föroreningar, bland annat PCB och PAH. I Välenviken har det konstaterats att faunan är påverkad av föroreningar.

Välenviken sanerades delvis under 1976 och 1977. Uppföljande undersökning från 2012 visar på att havsviken återkontaminerats efter saneringen. I syfte att spåra föroreningskällorna, genomfördes 2015 – 2016 sedimentundersökningar avseende PCB i Stora ån och i dess närliggande dagvattensystem. Resultaten från de undersökningarna visade på höga halter PCB finns i närområdet av Nässets f.d. avloppsreningsverk. Inom området drev kommunen under slutet av 1970-talet även en deponi för schakt- och rivningsmassor.

Syftet med genomförda utredningar inom dagvattensystemet vid f.d. Nässets avloppsreningsverk och deponi vid golfbanan, har varit att genom ytterligare undersökningar av vilka delsträckor av dagvattensystemen som tillför föroreningar till Stora ån få en förståelse för var och hur sanering ska gå till av dagvattenledningarna.

Syftet med provtagning av sediment i Stora ån var att fördjupa kunskapen om utbredningen av PCB och även undersöka förekomsten av PAH i Stora ån uppströms och nedströms Nässets f.d. reningsverk och den nedlagda deponin intill reningsverket.

Sammanfattningsvis kan det konstateras att PCB- och PAH-föroreningar finns i sedimenten längs hela undersökta av Stora ån. De högsta halterna har analyserats i området nedströms utsläppen av dagvatten från de dagvattenledningar som leds under golfbanan från området för f.d. Nässets reningsverk och den nedlagda deponin. Denna del av åns sediment uppvisar föroreningshalter som är akuttoxiska. Men ändå uppe vid Sisjöns handelsområde till en halt som motsvarar toxiska effekter vid långtidsexponering.

En möjlig orsak till att föroreningar fortsätter att laka ut till ån kan vara utläckage från slam från Nässets avloppsreningsverk som var i bruk under åren 1954 till 1974. En teori till de höga PCB-halterna i å-sedimentet är att slam från reningsverket lagrades vid reningsverket innan det återanvändes inom jordbruket. Under tiden för när reningsverket var i bruk etablerades ett flertal olika typer av kemiska industrier inom upptagningsområdet. Bland annat har det bland annat funnits färgindustri och verkstadsindustrier i Högsbo. Dessa industrier tros ha bidragit med betydande mängder föroreningar i form av PCB, tungmetaller och andra miljöstörande föroreningar i det avloppsvatten som leddes till verket. Föroreningar som sedan hamnade i slammet.

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

1	INLEDNING.....	6
1.1	BAKGRUND	6
1.2	SYFTE.....	7
2	OMGIVNINGSFÖRHÅLLANDEN.....	7
2.1	OMRÅDESBESKRIVNING.....	7
2.2	BESKRIVNING AV AVRINNINGSSOMRÅDET BETRÄFFANDE DAGVATTEN ...	8
2.3	HISTORIK FÖR OMRÅDET	10
3	AVGRÄNSNING AV GENOMFÖRDA UTREDNINGAR.....	13
3.1	SKYDDSOBJEKT, SKYDDSVÄRDE OCH KÄNSLIGHET	13
3.2	GEOGRAFISK AVGRÄNSNING.....	13
3.3	PROVTAGNINGSPUNKTER FÖR DAGVATTEN OCH Å-SEDIMENT	14
3.3.1	URVALKRITERIER FÖR SEDIMENTPROVTAGNING FRÅN DAGVATTENNÄTET	14
3.3.2	URVALKRITERIER FÖR SEDIMENTPROVTAGNING FRÅN Å-SEDIMENT	14
3.4	AVGRÄNSNING ANALYSER	15
4	MÅLFORMULERING OCH BEDÖMNINGSGRUNDER FÖR SEDIMENT	15
4.1	FRAMTIDA MÅL MED UTREDNINGEN.....	15
4.2	ÖVERSIKTLIGT BESKRIVNING AV BEDÖMNINGSGRUNDER	15
4.2.1	SVENSKA BEDÖMNINGSGRUNDER FÖR SEDIMENT	15
4.2.2	NORSKA BEDÖMNINGSGRUNDER FÖR SEDIMENT	17
4.2.3	AKTUELL KLASSNING I VÄLEN	17
5	BESKRIVNING AV STYRANDE FÖRORENINGAR.....	18
5.1	POLYKLORERADE BIFENYLER - PCB	18
5.2	POLYAROMATISKA KOLVÄTEN - PAH	18
6	UTFÖRDA UNDERSÖKNINGAR.....	19
6.1	PROVTAGNINGSMETOD – DAGVATTENSEDIMENT	20
6.2	PROVTAGNINGSPUNKTER I DAGVATTENSYSTEMET	21
6.3	PROVTAGNINGSMETOD FÖR Å-SEDIMENT	22
6.4	PROVTAGNINGSPUNKTER FÖR Å-SEDIMENT	22
7	RESULTAT.....	23
7.1	DAGVATTENSEDIMENT	23
7.1.1	PCB I SEDIMENT FRÅN DAGVATTENLEDNINGAR	23
7.1.2	PAH I SEDIMENT FRÅN DAGVATTENLEDNINGAR	24
7.2	Å-SEDIMENT	25
7.2.1	PCB I STORA ÅN	25

	7.2.2 PAH I STORA ÅN.....	26
8	FÖRORENINGSKÄLLOR OCH SPRIDNINGSBEDÖMNING.....	27
	8.1 FÖRORENINGSKÄLLOR.....	27
	8.2 SPRIDNINGSBEDÖMNING.....	28
9	RISKBEDÖMNING.....	28
	9.1 RISKBEDÖMNING AV HÄLSORISKER.....	28
	9.2 RISKBEDÖMNING AV MILJÖRISKER.....	28
	9.2.1 LANDMILJÖ.....	28
	9.2.2 VATTENMILJÖ.....	28
	9.3 FRAMTIDA RISKER.....	29
	9.4 BEHOV AV RISKREDUKTION.....	29
10	FÖRSLAG TILL ÅTGÄRDER.....	29
	10.1 MÅLSÄTTNING.....	29
	10.2 ÅTGÄRDER.....	29
	10.3 VÄGLEDANDE OCH GRUNDLÄGGANDE UTGÅNGSPUNKTER FÖR EFTERBEHANDLING.....	29
	10.4 MÖJLIGA ÅTGÄRDSMETODER.....	30
	10.5 FÖRSLAG PÅ SKYDDÅTGÄRDER.....	30
11	ÅTGÄRDSMÅL.....	30
12	SÄKERHETER OCH KUNSKAPSLUCKOR.....	30
13	STRATEGI FÖR ANMÄLNINGAR.....	30
14	REFERENSER.....	32
Bilagor		
Bilaga 1	Kartbild över samtliga provtagningspunkter i Stora ån och dess dagvattenssystem	
Bilaga 2	Ursprunglig provtagningsplan	
Bilaga 3	Kartbild och namngivning av samtliga provtagna dagvattenbrunnar	
Bilaga 4	Kartbild och översiktsbild över provtagningspunkter längs med Stora ån	
Bilaga 5	Fältrapport över samtliga provtagningar	
Bilaga 6	Dagvattensediment – sammanställning och klassning	
Bilaga 7	Kartbilder med visualiserade mängder PCB i dagvattensediment	
Bilaga 8	Kartbilder med visualiserade mängder PAH i dagvattensediment	
Bilaga 9	Å-sediment – sammanställning och klassning	
Bilaga 10a	Kartbild med visualiserade mängder PCB i å-sediment – hela å-sträckningen	
Bilaga 10b	Kartbild med visualiserade mängder PCB i å-sediment – punkt TYÅS1-01 -- 04	
Bilaga 11a	Kartbild med visualiserade mängder PAH i å-sediment – hela å-sträckningen	
Bilaga 11b	Kartbild med visualiserade mängder PAH i å-sediment – punkt TYÅS1-01 --06	
Bilaga 12	Norska riktvärden för sediment	
Bilaga 13	Terrängskuggningskarta med markerade upplagda massor	
Bilaga 14	Utdrag ur rapport Äldre Avfallsupplag 1992	
Bilaga 15	Laboratorierapporter - original	

1 INLEDNING

1.1 BAKGRUND

Området Välen, som sedan 2013 delvis är klassat som naturreservat, är förorenat med bland annat PCB, PAH, alifatiska och aromatiska kolväten samt metaller.

Stora ån och Välenviken har varit recipienter för avloppsutsläpp under lång tid. Göteborgs första avloppsreningsverk, Näsens reningsverk, anlades invid nuvarande Järnbrottsmotet, och togs i drift 1954 för att avlasta Stora ån och Välenviken från utsläpp av orenat avloppsvatten. Trots en för den tiden effektiv reningsteknik belastades Stora ån med en del föroreningar under avloppsreningsverkets drift fram till 1974, då spillvattennätet kompletterats för avledning till Ryaverket. Kretslopp och vatten vet sedan 1990-talet att det finns höga PCB-halter i Välenviken och i Stora ån. Men vill nu få kunskap om varifrån utsläppen sker och hur mycket som fortfarande läcker ut.

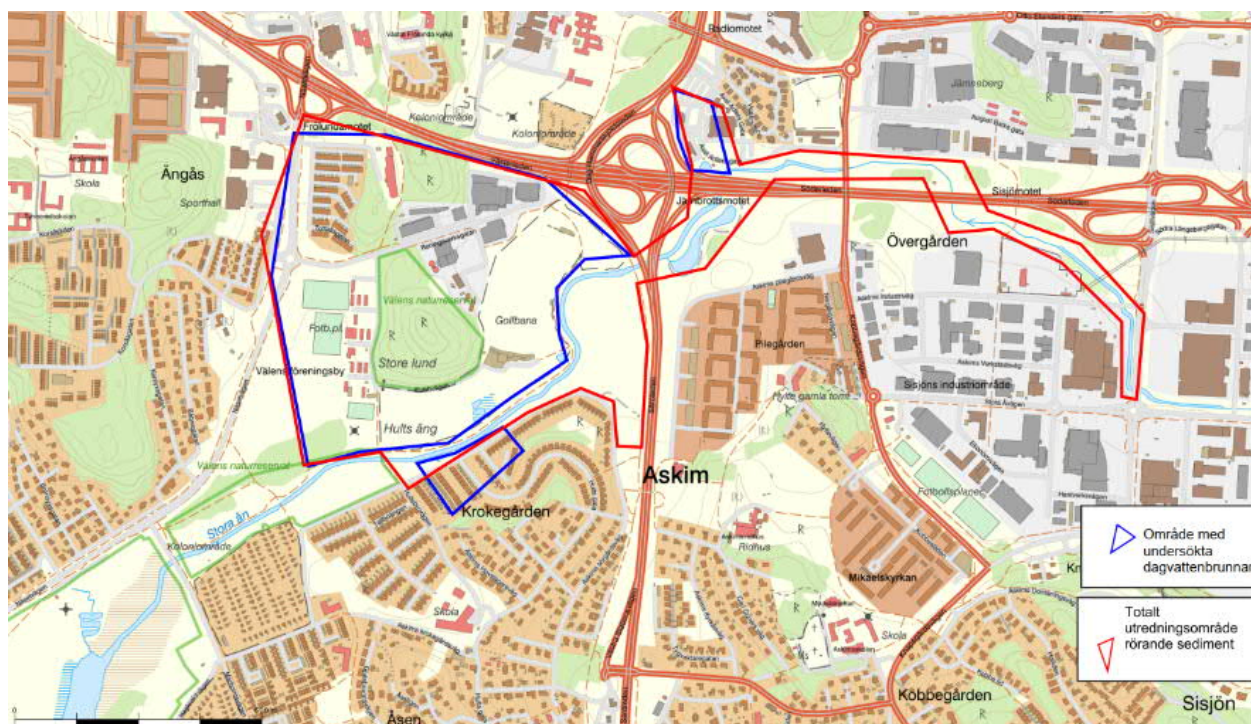
Eftersom det har konstaterats att Stora ån och därmed även Välenviken kontinuerligt förorenas med bland annat PCB krävs att föroreningskällorna lokaliseras och åtgärdas.

Föreliggande rapport är en delrapport av ett uppdrag som omfattar flera delprojekt beträffande området Välen och Stora ån. De rapporter som tas fram inom detta projekt är följande:

1. Utvärderingsrapport - Sediment i dagvatten och Stora ån (denna rapport)
2. Miljöteknisk mark- och grundvattenundersökning; Välen och Stora ån. Tyréns 2021 (Mellander och Hargelius 2020)
3. Trädinventering Välen – Stora ån Tyréns 2019
4. Inventering av koloniträdgårdar, Välen, Tyréns 2019

Denna rapport beskriver utredningar av läckage av föroreningar via dagvattenledningar till Stora ån från det område som idag utgörs av golfbana. Del av området har tidigare nyttjats som tillfälliga upplag för avvattnings av slam från f.d. Näsens reningsverk, men senare även som deponi för byggavfall. Andra delar som kan påverka föroreningshalten i dagvattenledningar, är områden som troligen har använts för avvattnings av slam från reningsverket.

Området beträffande undersökta dagvattenbrunnar, visas översiktligt i nedanstående figur, Figur 1. Det ska påpekas att det finns många fler dagvattenbrunnar inom avrinningsområdet, där det i denna undersökning endast ett fåtal har ingått. Det gemensamma för ingående dagvattenbrunnar är att de helt eller delvis ingår i de delar av ledningsnätet som direkt leds till Stora ån. Men undersökningen gör inte anspråk på att omfatta samtliga brunnar som kan påverka Stora ån eller Välenviken. Det finns även en Miljöteknisk mark- och grundvattenundersökning som berör.



Figur 1 Översiktsbild över utredningsområdet med undersökta dagvattenbrunnar (blått) och totalt område för undersökta sediment (rött).

1.2 SYFTE

Syftet med uppdraget är att utöka sökandet av källor till och utbredning av föroreningar som påverkar utläckage av PCB- och PAH-föroreningar till Välen via Stora ån.

Utifrån erhållna resultat kan en bedömning göras av den slammängd som behöver avlägsnas från dagvattenledningarna. Dessutom kan förslag ges rörande vilken eller vilka metoder som är lämpliga och möjliga för rensningen av dagvattenledningarna.

Målet är att minimera föroreningsspridning till Stora ån och Välen via de mest förorenade dagvattenledningarna.

2 OMGIVNINGSFÖRHÅLLANDEN

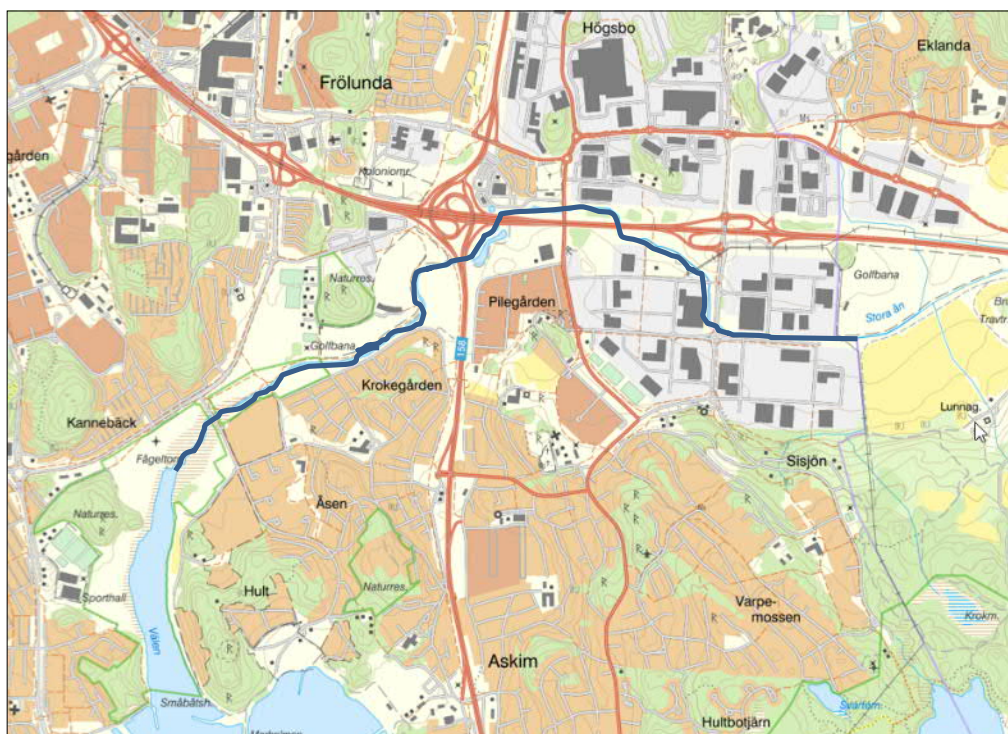
2.1 OMRÅDESBESKRIVNING

Undersökningsområdet ligger i sydvästra delen av Göteborg. Avrinningsområdet kring Stora ån består i dagsläget av bostadsområden som till stor del byggdes under åren 1960 – 1980, stora trafikleder och minde vägar för gatumark. Dessutom finns stora områden med köpcentra och kontorsbyggnader.

Längs med Stora ån, söder om Söderleden, finns områden med upplagt material av olika ursprung. Det som är helt eller delvis känt är följande:

1. Upplagda å-rensningsmassor, längs med Stora ån.
2. Upplag med bygg- och rivningsavfall samt schaktmassor, delvis inom samma område där man tidigare lagrat avloppsslam från Nätets nedlagda reningsverk
3. Troligen kvarvarande områden med reningsverksslam som legat för avvattning eller deponering. Slammet härrör från det Nätets reningsverk som var aktivt från 1954 fram till 1974.

Stora åns västra del rinner genom Sisjöns industriområde och ut i Välen. Välen är en grund havsvik som utgör gränsen mellan Askim och Frölunda i västra Göteborg.



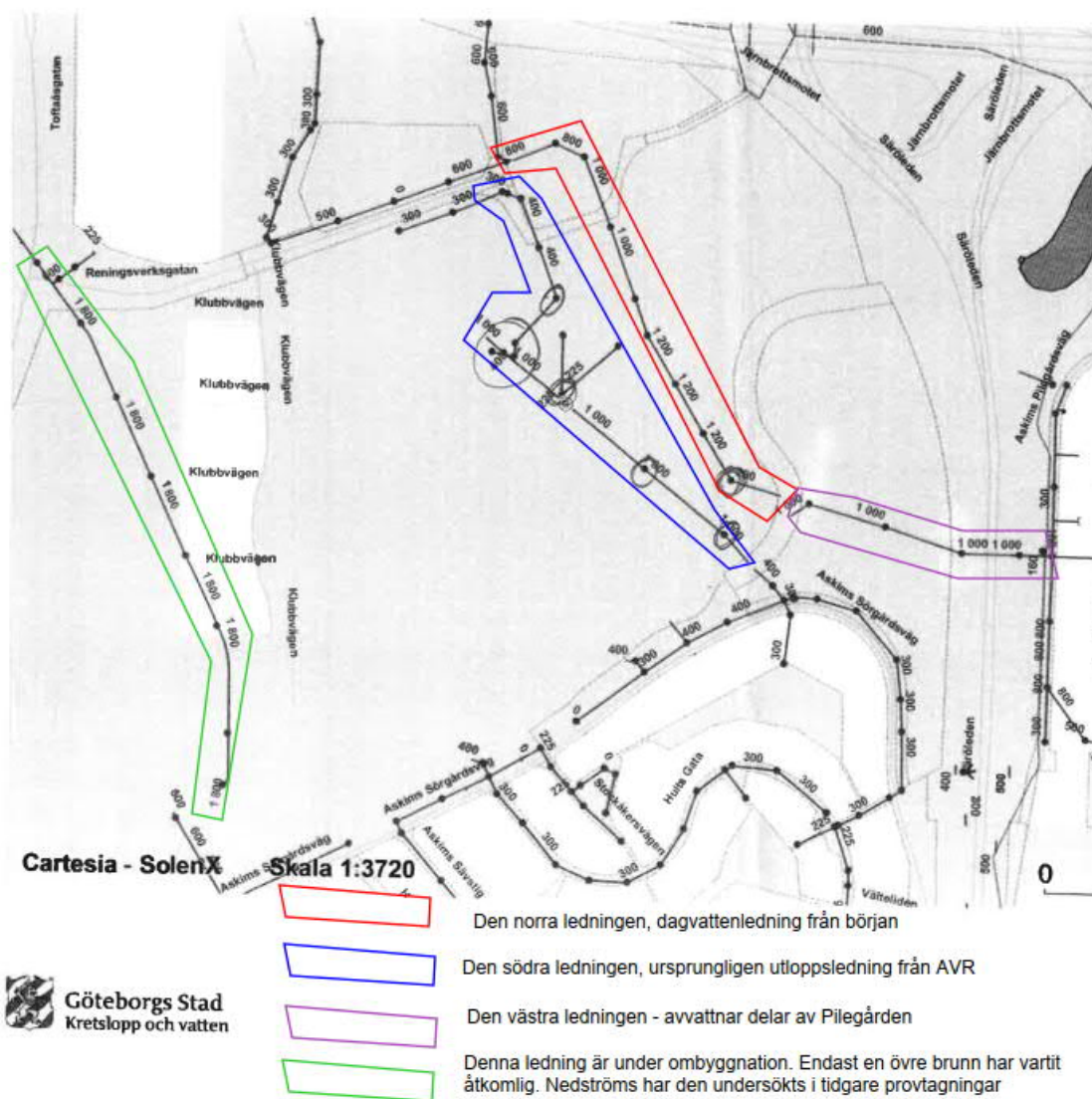
Figur 2. Stora åns sträckning i sydvästra Göteborg. Stora ån är markerad i blått och strömningsriktningen är från öst till väst.

Området nära Stora åns västra ände, består, förutom av golfbaneanläggning, till stor del av gräs- och vassområden med dungar av lövträd. Området innehåller även en del gång- och cykelvägar. Utanför dessa vägar är området delvis otillgängligt på grund av den höga och snåriga vegetationen. Den beskrivna sträckningen av Stora ån ligger idag delvis inom Välens naturreservat.

2.2 BESKRIVNING AV AVRINNINGSOMRÅDET BETRÄFFANDE DAGVATTEN

Avrinningsområdet närmast Stora ån, omfattar en del riktigt stora dagvattenledningar, med utlopp direkt till ån. I nedanstående figur 3, visas de närmast belägna ledningarna som påverkar sedimenten i Stora ån. De två ledningar som ligger inom området för nuvarande golfbana, är de som undersökts grundligast i föreliggande utredning. De två ledningarna är de som är röd- respektive blåmarkerade i figuren.

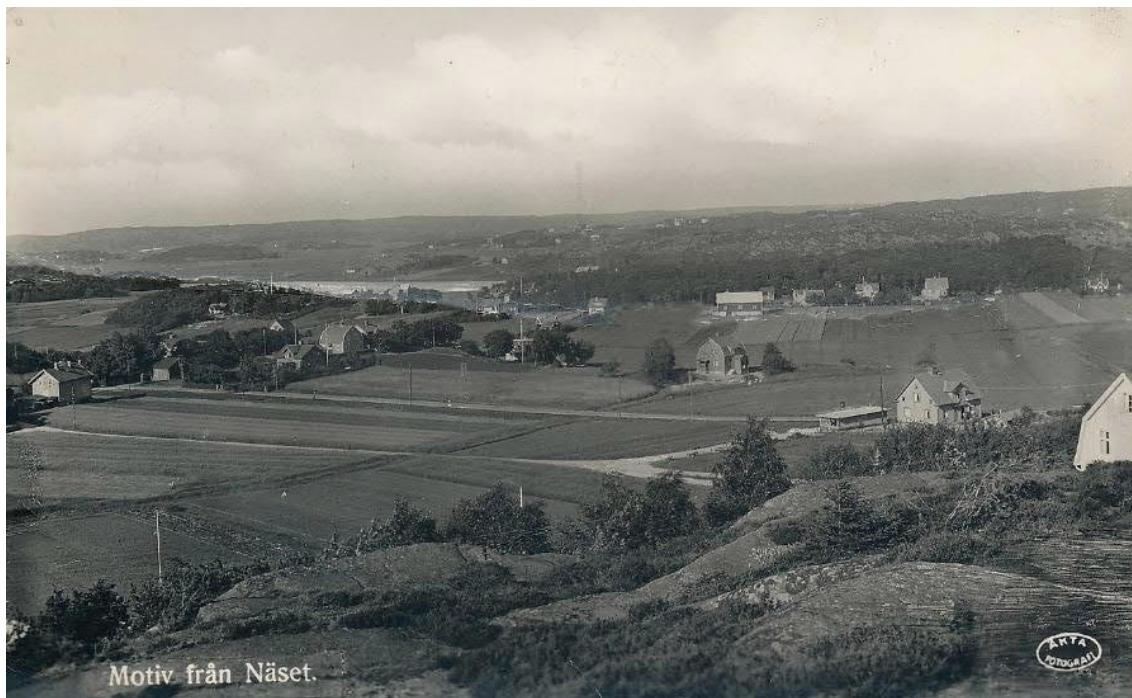
Den norra (röda) ledningen är anlagd som dagvattenledning från början, medan den mellersta ledningen (blå markering) är den gamla utloppsledningen som förde ut renat avloppsvatten från f.d. Näsets reningsverk. Den västra ledningen (grön markering) har varit tillgänglig för undersökningar i begränsad utsträckning på grund av ombyggnation och att en byggnad placerats ovanpå en nedstigningsbrunn. Den östra ledningen (violett markering) avvattnar stora delar av Pilegården. Dimensionerna på undersökta dagvattenledningar i systemet varierar mellan 300 – 12000 mm



Figur 3. I ovanstående figur har markerats de fyra största undersökta utsläppsgrenarna av dagvattenledningar som mynnar i Stora ån. Den dagvattengren som är belägen längst åt väster har endast provtagits i tidigare undersökningar och är under ombyggnation.

2.3 HISTORIK FÖR OMRÅDET

Fram till mitten av 1900-talet var det sydvästra delarna av Välenområdet oexploaterade våtmarkslandskap med strandängar och längre upp i området var det åkermarker. Från mitten av 1900-talet försvann jordbruket successivt och växt- och djurlivet förändrades. Idag har viken ett rikt fågelliv och området runt vattnet består av strandängar.



Figur 4 Näset med Välenviken i bakgrunden. Vykort från 1939. Fotograf okänd.

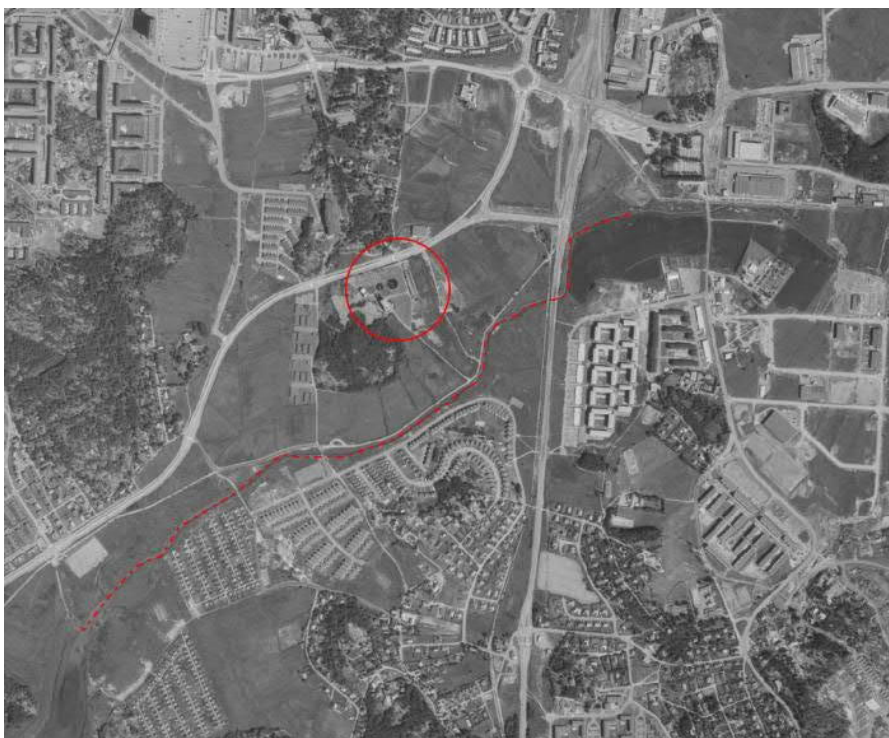
Näsets reningsverk byggdes i början av 1950-talet och bostadsbebyggelsen började breda ut sig i omgivningarna runt Stora ån. Det etablerades även en del industriverksamhet i närområdet. Det som framkommit är att det fanns färgindustrier, mekaniska industrier, Göteborgs gummifabrik, många små verkstadsindustrier och verkstäder, pyroteknisk industri samt en stor transformatorstation. Detta var under en period, då PCB användes som tillsats i oljor, färger och olika plastprodukter. PAH:er sprids fortfarande, men i äldre verkstäder, gummifabriker mm var det oljehaltiga produkter som innehöll höga halter PAH:er. Dessa industriers avloppsvatten var troligen kopplade till Näsets reningsverk, som var Göteborgs första reningsverk.

Under perioden 1960- och 70-talet skedde stora bostadsbyggnationer inom Västra Frölunda och Näset. Under den perioden användes byggnadsmaterial som innehöll persistenta ämnen som PCB, mjukgörare (troligen ftalater) mm. En del av detta byggnadsmaterial kan sedan ha hamnat på deponier för byggavfall i närområdet av Stora ån. Deponins utbredning i området är inte klarlagd och det kan ha ändrats ytterligare i och med att golfbanan byggdes. I rapporten "Miljöteknisk mark- och grundvattenundersökning; Välen och Stora ån", Tyréns 2019/2021, framkommer att det grundvattnet i området är förorenat med metaller och i vissa fall även PCB.



Figur 5 Runt 1960. Den röstreckade linjen visar Stora ån och den röda cirkeln visar läget för Nässets reningsverk.

Ca 15 år senare, runt 1975, är området ännu mer bebyggt och fler industrier har etablerats i närområdet kring ån. Detta kan ses på nedanstående figur.



Figur 6. Bebyggelse 1975 - Den röstreckade linjen visar Stora åns dåvarande sträckning och den röda ovan visar läget för Nässets nedlagda reningsverk.

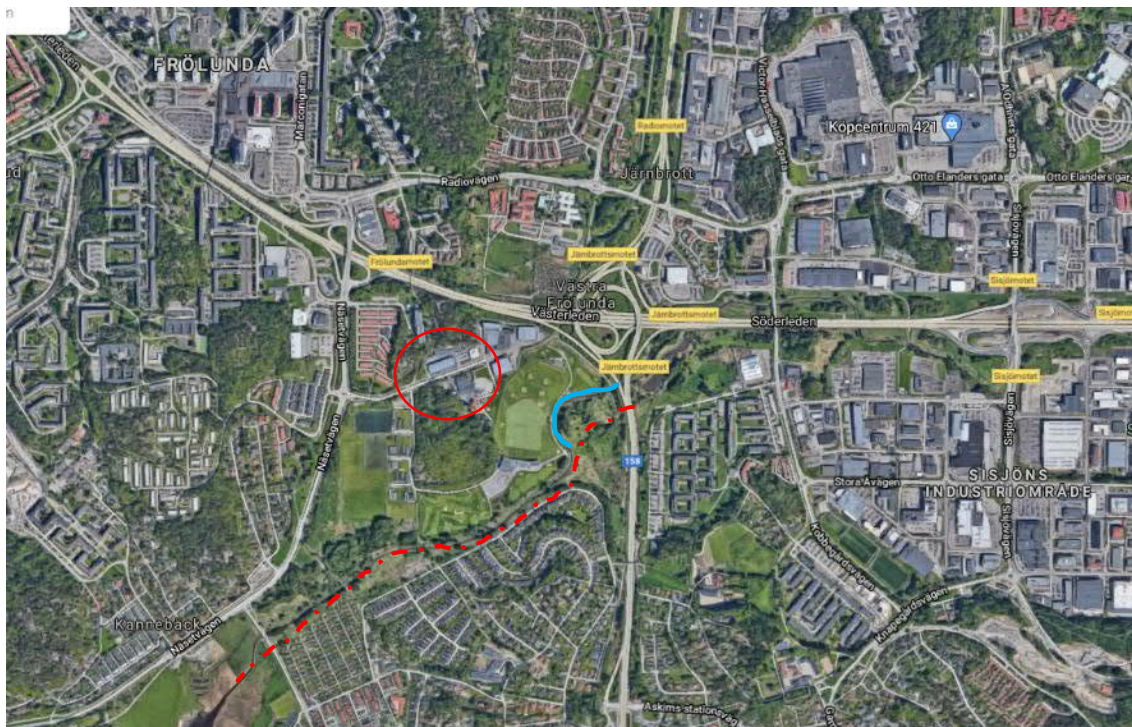
På nedanstående bild från 1995 framgår att delar av området använts som avfallsupplag. Utdrag ur rapporten *Äldre Avfallsupplag, Riskbedömning samt förslag till åtgärds- och miljöskyddsplan. Miljö- och hälsoskyddsförvaltningen, Renhållningsverket. Kåre Ström, Sverker Thurén, 1992:21* utgör Bilaga 14. Där framgår att det även förekommit otillåten dumpning inom området. Detta pågick till dess att golfanläggningen World of Golf anlades ovanpå delar av den gamla deponin under 2001-2004.

Det gamla reningsverket hade vid tiden för bilden redan varit nedlagd i ca 20 år. Det framgår att Stora ån fått ett ändrat lopp under denna period.



Figur 7 Ortofoto från 1995 där det framgår att områdena i närheten av Stora ån och reningsverket använts som deponiområden. Dessa avslutades i samband med att golfanläggningen World of Golf anlades ovanpå deponin.

Ortofotot nedan från 2019 visar dagens bebyggelse men visar också att de områden som är fungerat avfallsdeponier, nu är överbyggda eller beväxta. Gränserna för vad som är avfallsmassor och vad som är orörd mark är endast delvis klarlagts.



Figur 8 Ortofoto från 2019. Den gamla å-sträckningen är inlagd röd streckad linje och jämförd med den nya stäckningen blå heldragen linje. Källa Google maps.

3 AVGRÄNSNING AV GENOMFÖRDA UTREDNINGAR

Nedanstående beskrivning av avgränsningar gäller samtliga genomförda delutredningar i föreliggande uppdrag.

3.1 SKYDDSOBJEKT, SKYDDSVÄRDE OCH KÄNSLIGHET

Välenviken, Askimbadet, Välens naturreservat och Stora ån utgör skyddsobjekt och som denna utredning ska förhållas gentemot. Framförallt är Välenviken så kraftigt påverkad av föroreningar att den inte bör utsättas för ytterligare påfrestning. Marine Monitoring utförde 2012, på uppdrag av Kretslopp och vatten, en marinbiologisk undersökning av Välenviken. Trots att viken muddersanerades 1976 - 77, framgår det av rapporten "Undersökning av Välens miljökemiska och biologiska status 2012 (Magnusson, o.a. 2014), att sedimenten i viken är extremt förorenade avseende PCB och starkt förorenade av tungmetaller och andra klorerade föroreningar. Detta visar på att det sker en kontinuerlig föroreningstransport till havet från främst Stora ån med dess avrinningsområde.

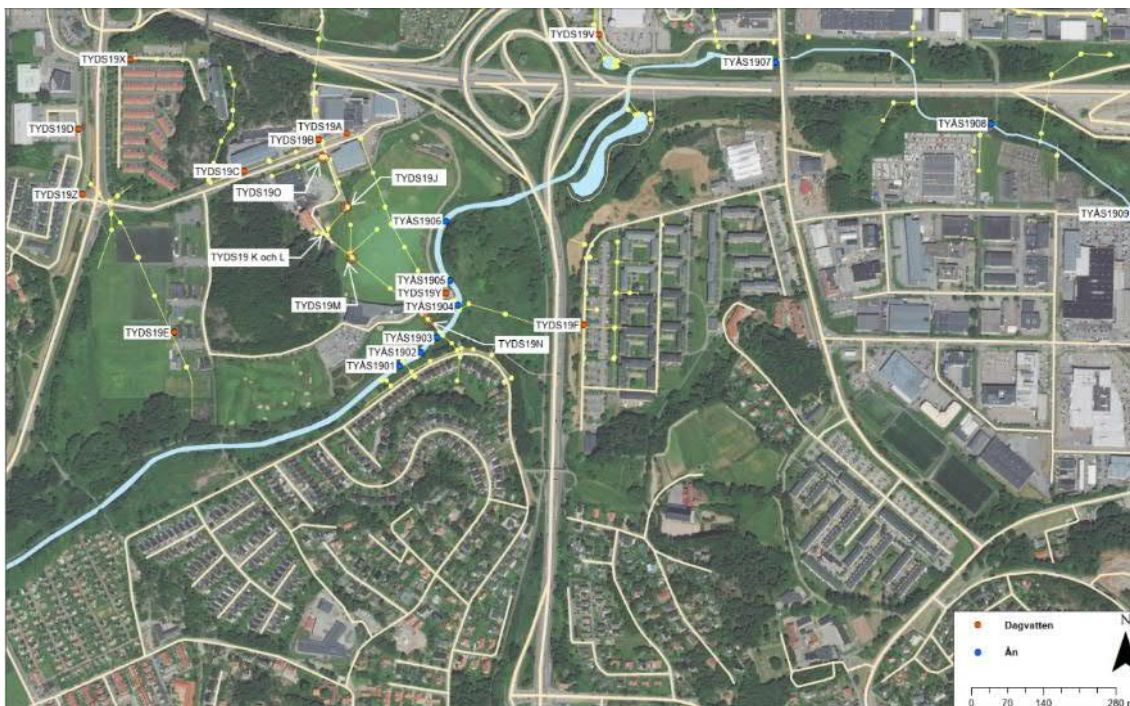
Skyddsvärdet för Välenviken är stort, eftersom det är en grund havsvik, med blandat sött och salt vatten där Stora ån har sitt utlopp så kallat estuarium. Grunda havsvikar med ackumulationsbottnar är viktiga som lekområden för många havslevande arter.

3.2 GEOGRAFISK AVGRÄNSNING

Den geografiska avgränsningen av genomförda sedimentprovtagningar inom dagvattenssystemet och Stora framgår av figur 1 (kap 1) och omfattar ca 700 – 1000 meter dagvattenledningar samt ca 2,5 km av Stora ån.

3.3 PROVTAGNINGSPUNKTER FÖR DAGVATTEN OCH Å-SEDIMENT

I nedanstående bild visas de dagvattenpunkter som provtogs via nedstigningsbrunnar och de platser utefter Stora ån där å-sediment provtogs med bottenhuggare. Tydligare karta med samtliga provtagningspunkter redovisas i bilaga 1.



Figur 9 Samtliga slutliga provtagningspunkter från provtagningsprogram och senare tillagda.

3.3.1 URVALKRITERIER FÖR SEDIMENTPROVTAGNING FRÅN DAGVATTENNÄTET

Urvalet av provpunkterna i dagvattennätet hade som utgångspunkt att leta föroreningar uppströms kända föroreningsområden i Stora ån. Några provtagningar har utförts i tidigare utredningar (Tyréns 2015 och 2016). Resultaten från dessa, visade att det finns höga föroreningshalter beträffande PCB i dagvattennätet. Eftersom föroreningskällan är okänd och det kan finnas fler än en föroreningskälla, var förfarande för föreliggande provtagning en del i kartläggningen av spridningsvägar och sökande efter orsaker till de höga PCB-halter som påverkar Välenvikens estuarium.

Provtagningarna utökades efterhand, då det blev uppenbart att bilden av föroreningarnas förekomst inte var självklar. Några nedstigningsbrunnar som från början var planerade för provtagning, hade inget sediment i botten på grund av höga vattenflöden. Istället letades närliggande brunnar upp. I några fall visade det sig att det finns dagvattenledningar som inte finns markerade på ledningskartor. Då togs prover från inkommande grenar till de brunnar som först ingick i provtagningsplanen.

3.3.2 URVALKRITERIER FÖR SEDIMENTPROVTAGNING FRÅN Å-SEDIMENT

Urvalet av provpunkter för Stora ån baserades på samma utgångspunkt som för dagvatten. Det fanns misstanke om att det inte endast finns en punktkälla för föroreningsspridning av PCB till Välenviken, utan flera. Provtagningspunkterna lades så högt uppströms i ån, att det skulle finnas en nollpunkt, där det rimligtvis inte skulle kunna påvisas PCB. Nu skulle det visa sig vara fel, vilket blir en del av resultatet som redovisas längre fram i denna rapport.

Merparten av provtagningspunkterna i ån, koncentrerades till området nedströms de två stora dagvattenledningarna som går under golfbanan och även nedströms dagvattenledningen som

avvattnar Pilegården. Provtagning skedde dels av löst å-sediment, dels av material i mitten av å-fåran, där det fanns möjlighet att komma åt för provtagning.

3.4 AVGRÄNSNING ANALYSER

PCB och i viss mån även PAH är styrande för föroreningsklassningen av sedimenten i Stora ån och dess avrinningsområden.

Av de analyser som i tidigare undersökningar genomförts av sedimenten i området Stora ån och Välenviken, har föroreningsbilden visat på en hög belastning beträffande främst PCB.

I denna undersökning har även PAH-halten kontrollerats, eftersom PAH, liksom PCB, är persistenta (långlivade) och bioackumulerbara föroreningar. Det innebär bland annat att de påverkar vattenlevande organismer inom Stora ån och Välenviken och att de finns kvar i kretsloppet för mycket långa tider.

Förutom PCB och PAH finns även andra föroreningar inom området i form av bland annat tungmetaller i sedimenten. Dessa har inte påverkat klassningen av sedimenten, men de måste tas med i värdering av området och skydd av vattnet vid eventuella framtida muddringar mm.

4 MÅLFORMULERING OCH BEDÖMNINGSGRUNDER FÖR SEDIMENT

4.1 FRAMTIDA MÅL MED UTREDNINGEN

Framtida mål är att hindra fortsatt spridning av föroreningar till Stora ån och till Välenvikens estuarium.

Det finns i dagsläget i Sverige inte någon uttalad eller framtagna haltbegränsning eller klassning av föroreningar i sediment från dagvatten eller sötvattenförekomster.

4.2 ÖVERSIKTLIGT BESKRIVNING AV BEDÖMNINGSGRUNDER

4.2.1 SVENSKA BEDÖMNINGSGRUNDER FÖR SEDIMENT

Bedömningsgrunder för sediment inom den svenska lagstiftningen är under utveckling, då det inte finns någon samlad bedömning som utgår från ekotoxikologiska bedömningar utan på sammanställning baserade på rådande tillstånd i Sverige, från svenska bakgrundshalter.

Bedömningsgrunder för limniska (sötvattenavsatta) sediment gäller för vissa tungmetaller. Det finns dock inga bedömningsgrunder för organiska miljögifter sediment från sjöar och vattendrag.

IVL har i rapporten, Bedömning av miljögiftspåverkan i vattenmiljö (Lija, o.a. 2010) beskrivit arbetet med insamlande av data inför klassning av sediment. Den viktigaste slutsatsen är enligt rapporten att "Statusen i en vattenförekomst får inte försämrats. Detta innebär att halten av miljögifter inte får öka, oavsett hur det förhåller sig till gränsvärden".

I IVL-rapporten anges en parameter för PAH:er som ett gränsvärde – det är flouranten som är baserat på sedimenttoxicitet där 129 µg/kg TS rekommenderas som riktvärde.

Bedömningsgrunder för marina (havsvattenavsatta) sediment gäller endast vissa organiska och klorerade ämnen. Det finns inga bedömningsgrunder för tungmetaller i sediment från marina miljöer.

Klassningarna är alltså inte baserade på toxisk farlighet, utan på statistik av uppmätta halter. Jämförelse mot bedömningsgrunderna visar därmed endast om halterna förefaller höga eller låga i ett nationellt perspektiv.

Resultaten av dessa insamlade data svenska bedömningsgrunderna för sediment redovisas i Naturvårdsverkets rapporter 4913 och 4914, Bedömningsgrunder för miljö kvalitet Sjöar och vattendrag respektive Kust och hav samt i SGU-rapport 2017:12.

I nedanstående Tabell 1, visas en sammanställning av svenska riktvärden för organiska miljögifter i marina sediment. Jämförelsevärden för metallers riktvärden redovisas inte i nedanstående sammanställning, då metaller inte är styrande för klassningen för de sedimentprover som analyserats i föreliggande utredning.

Naturvårdsverket har tagit fram bedömningsgrunder för förorenad mark. Dessa baseras på många olika referensdata, bland annat toxikologiska bedömningar.

I rapporten (Kemakta Konsult 2017) framgår att riktvärden PAH-M och PAH-H är framtagna bland annat beträffande toxiciteten för levande organismer. Sammanställning av "Generella riktvärden för förorenad mark", med fokus på känslig markanvändning (KM), beträffande PCB, PAH-M och PAH-H redovisas i Tabell 2. Värdena tas med som jämförande information.

Tabell 1 Utdrag ur Svenska riktvärden enligt Naturvårdsverket framtagna av SGI. Fördelning av uppmätta halter organiska miljögifter i marina sediment i svenska havsområden och ekonomisk zon (µg/kg torr vikt) under 1986 – 2014. Halterna är uppmätta medelhalter i kustnära områden. De är alltså inte klassade avseende farlighet.

		Statistisk tillståndsklassning ³				
		Klass 1	Klass 2	Klass 3	Klass 4	Klass 5
		mycket låg halt	låg halt	medelhög halt	hög halt	mycket hög halt
PAH:er						
Summa PAH 15	µg/kg TS	<250	250 - 440	440 – 1 200	1 200 – 4 700	>4 700
PAH, summa M	µg/kg TS	<57	57 - 110	110 - 320	320 – 1 700	≥1 700
PAH, summa H	µg/kg TS	<180	180 - 320	320 - 940	940 – 2 600	≥2 600
PCB:er						
PCB 101	µg/kg TS	<0,10	0,10–0,34	0,34–1,1	1,1–5,5	≥5,5
PCB 118	µg/kg TS	<0,084	0,084–0,31	0,31–0,84	0,84–3,6	≥3,6
PCB 138	µg/kg TS	<0,21	0,21–0,67	0,67–2,0	2,0–9,1	≥9,1
PCB 153	µg/kg TS	<0,20	0,20–0,61	0,61–2,0	2,0–7,9	≥7,9
PCB, summa 7	µg/kg TS	<0,81	0,81 - 2,5	2,5 - 7,6	7,6 - 34	≥34

Tabell 2 Redovisning av Naturvårdsverkets generella riktvärden för föroreningar i känslig markanvändning rörande PAH-M och PAH-H. Halterna baseras till viss del på toxicitet.

		Känslig markanvändning (KM)
PAH-M	µg/kg TS	10 000
PAH-H	µg/kg TS	2 500
PCB	µg/kg TS	8

4.2.2 NORSKA BEDÖMNINGSGRUNDER FÖR SEDIMENT

Den norska tillståndsklassningen utgår från ekotoxikologiska bedömningar vilka är baserade på EU:s vattendirektiv och ekotoxikologiska effekter.

Det görs ingen skillnad på halterna beroende på om det är sötvattenavsatta eller saltvattenavsatta sediment, eftersom halterna utgår från toxiciteten för vattenlevande organismer,

Där räknas klass 3 och uppåt som riskklasser med kroniska effekter vid långtidsexponering. Det är därför lämpligt att använda norska riktvärden som bedömningsgrund vid riskbedömning av ämnens farlighet i såväl sötvattensmiljö som för kustnära havssediment. Nedan redovisas bedömningsgrunder avseende de parametrar som är styrande parametrar i föreliggande utredning. De norska klassningsvärdena rörande sediment är hämtade från (Miljødirektoratet, Grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota" Tabell 3.3, Tilstandsklasser for sediment. Den fullständiga listan rapporten från Miljødirektoratet utgör bilaga 12.

Tabell 3 Norska riktvärden för sediment i Vattenmiljö. Utdrag ur Miljødirektoratet 2020, "Veileder M-608, Grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota" Tabell 3.3, Tilstandsklasser for sediment. Den kompletta listan utgörs av Bilaga 12.

		Klass 3	Klass 4	Klass 5
		Kroniska effekter vid långtids-exponering	Akut toxiska effekter vid kort tids-exponering	Omfattande toxiska effekter
PAH:er				
Fenantenren	µg/kg TS	780	2500	25000
Antracen	µg/kg TS	4,6	30	295
Fluoranten	µg/kg TS	400	400	2000
Pyren	µg/kg TS	84	540	8400
Bens(a)antracen	µg/kg TS	60	501	50100
Krysen	µg/kg TS	280	280	2800
Bens(b)fluoranten	µg/kg TS	140	140	10600
Bens(k)fluoranten	µg/kg TS	135	135	7400
Bens(a)pyren	µg/kg TS	183	2300	13100
Benso(ghi)perylene	µg/kg TS	84	84	1400
Indeno(1,2,3-cd)pyren	µg/kg TS	63	63	2300
Naftalen	µg/kg TS	27	1754	8769
Acenaftylen	µg/kg TS	33	85	8500
Acenaften	µg/kg TS	96	195	19500
Fluoren	µg/kg TS	150	694	34700
Dibens(ah)antracen	µg/kg TS	27	273	2730
PCB:er				
PCB, summa 7	µg/kg TS	4,1	43	>430

Den fullständiga listan finns att se på följande länk [M608.pdf \(miljødirektoratet.no\)](#)

4.2.3 AKTUELL KLASSNING I VÄLEN

Föreslagna klassningsvärden för sediment i detta projekt, kommer att baseras på den klassning som redovisas i tabell 3 ovan.

Analys har utförts med avseende på PCB-7 i samtliga prover och på PAH:er samt tungmetaller i ett utvalt antal prover. De föroreningar som är styrande i föroreningsklassningen av sediment är PCB-7 och PAH:er. Metaller har analyserats i dagvattensediment, men är inte styrande i klassningen mer än i ett av proverna.

5 BESKRIVNING AV STYRANDE FÖRORENINGAR

Såväl PCB-7 som PAH:er är samlingsbegrepp för likartade ämnen. Inom grupperna finns det både ämnen som är vattenlösliga i olika stor utsträckning, även om flertalet av ämnena är partikelbundna och endast fettlösliga. Det innebär att spridningsvägar för PCB och PAH är både löst via vatten och partikulärt via sedimentflykt.

Det går i dagsläget inte att beräkna hur stor föroreningsbelastningen är, eftersom det inte är känt hur mycket av föroreningarna som fortsatt leds ut till recipienten. Det är klart att föroreningar sprids via dagvattennätet, men vi vet inte hur mycket som tillkommer till ledningar och som sedan sprids vidare.

5.1 POLYKLORETERADE BIFENYLER - PCB

PCB i sediment i dagvattenssystemen runt Välenområdet och i Stora ån, bedöms till stor del härröra från det slam som uppstod i avloppsreningsprocessen vid Näsets avloppsreningsverk. Den ursprungliga källan till de höga PCB-halterna i dagvattensediment kan vara från de gamla nedlagda industrierna som hade sitt avloppsvatten kopplat till reningsverket, men andra källor kan även vara från de upplag och bullervallar som omgärdar området och delvis består av gamla byggraster.

PCB har använts både i ren form och som tillsats i olika produkter. Produktion och användning av PCB:er började redan år 1929, eftersom de p.g.a. sin stabilitet var lämpliga föreningar för en mängd applikationer, som t.ex i stängda system som kapacitorer dvs kondensatorer, transformatorer, hydraulisk och skärande utrustning (hydraulolja och skärolja). Andra användningsområden var i öppna system i form av tillsatser i pesticider (bekämpningsmedel), färg, självkopierande papper, fogmassa och plaster. Källa (Naturvårdsverket, PCB i miljö 2020).

Den utbredda användningen av PCB som mjukgörare i fogmassor och i färger har inneburit att PCB användes i många byggnader som uppfördes mellan 1956 och 1973.

PCB som består av 209 enskilda varianter, är giftigt, långlivat och fettlösligt. Det lagras i fettvävnaden hos levande organismer.

Användningen av PCB i Sverige pågick utan restriktioner fram till 1972, då nyanvändning i öppna system förbjöds. Användning av slutna system innehållande PCB var dock tillåtet ända fram till 1995.

Stora delar av den PCB som någonsin använts fortsätter att cirkulera i biosfären och uppskattningsvis är det bara ungefär 20% av all använd PCB som hittills eliminerats. Deponerad PCB läcker ut från avfallshanterings- och förbränningsprocesser och PCB i fogmassor läcker ut från byggnader till omgivande mark, luft och vattendrag. I miljön ansamlas icke dioxinlika PCB på samma sätt som de dioxinlika i fettrika vävnader hos levande organismer; de anrikas i näringskedjor och högst halter återfinns hos rovdjur som lax, örn och säl. Källa (Karolinska 2020).

Under lång tid lades förbrukad PCB och PCB-haltigt avfall på soptippar. Otillräcklig förbränning av PCB-haltigt avfall har dessutom lett till stora utsläpp till luften.

5.2 POLYAROMATISKA KOLVÄTEN - PAH

PAH:er är ett samlingsnamn för flera olika typer av aromatiska kolväten och är den största grupp av cancerogena ämnen som vi känner till idag.

PAH bildas när kol eller kolväten t ex olika oljor upphettas utan att det samtidigt finns tillräckligt mycket syre för att ge en fullständig förbränning till koldioxid. Det kan ske i industriella processer såsom vid krackning av petroleum eller i förbränningsmotorer i bilar. Huvuddelen av all PAH används inte som enskilda föreningar utan förekommer i olika blandningar, till exempel i olika typer av kol- och oljeprodukter.

PAH är fettlösliga, oftast stabila och i en del fall bioackumulerande. Att föreningarna är stabila innebär att de är svårnedbrytbara och att de kan spridas långt i miljön innan nedbrytning sker. I vattenmiljöer binds PAH framför allt till partiklar som sedan transporteras till sediment där de kan bli mycket långlivade. Därför är vattenekosystem nära utsläppskällor mest utsatta. Många PAH-föreningar ansamlas i ryggradslösa organismer i vattenmiljön och anrikas i näringskedjan.

PAH finns också i så kallade högaromatiska oljor som används som mjukgörare i däck samt i kreosot och stenkolkstjära. PAH förekommer ofta i förorenade mark- och sedimentområden. Flera PAH:er är mycket cancerframkallande. På den lista som finns i EG:s vattendirektiv 2000/60/EG, (EU 2000), finns PAH med som "prioriterat farligt ämne", vilket innebär att utsläpp och spill ska upphöra eller stegvis elimineras före 2021.

PAH:er i vattenmiljö kommer främst från förbränning, huvudsakligen av fossila och icke-fossila bränslen. Däckslitage bedöms vara en annan betydande källa. För sedimenten i dagvattensystemet vid Stora ån bedöms biltrafiken från de större trafiklederna och övriga vägar i området vara en källa till PAH.

6 UTFÖRDA UNDERSÖKNINGAR

I detta aktuella uppdrag, har provtagning av sediment sammanfattningsvis skett enligt nedanstående lista. Dagvattenbrunnarnas lägen redovisas i Bilaga 3 och provtagningspunkterna i Stora ån redovisas på kartbild i Bilaga 4.

- Dagvatten-sediment från de tre dagvattenledningar vars dagvattenutsläpp sker till Stora ån, i nivå med golfbanan. Se även figur 3.
- Dagvatten-sediment från några uppströms liggande dagvattenbrunnar. (Punkterna TY19DS Z och TY19D X)
- Dagvatten-sediment från en dagvattenledning som kommer från norra avrinningsområdet, delarna av Västra Frölunda norr om Söderleden, nordväst om Järnbrottsmotet. (Punkt TY19DS-V)
- Å-sediment längs åstranden och åbotten, där det har gått att komma åt eller få upp material från området nedströms golfbanan upp till Sisjöns industriområde.

Provtagningsmetodik och utförda fältanalyser redovisas i framtagna Provtagningsplan; sedimentprovtagning Välen och Stora ån (Tyréns 2019). Den ursprungliga provtagningsplanen för både dagvatten- och å-sediment utgör Bilaga 2.

I Fältrapport; Sedimentprovtagning i Välen och Stora ån, Tyréns 2020, vilken utgör Bilaga 5, beskrivs varje provtagningspunkt med bilder och detaljbeskrivningar.

6.1 PROVTAGNINGSMETOD – DAGVATTENSEDIMENT

Provtagningsmetodik för dagvattensediment har varit manuell provtagning i nedstigningsbrunn. I samband med provtagningen har kontroll av ledningarna dimension och sedimentdjup samt okulär bedömning av situationen utförts. Nedanstående bilder visar metod för undersökning av dagvattenbrunnar och provtagning av dagvattensediment. Sedimentprover togs i mörka glasburkar, vilka direkt stoppades i kylväska med kylklampar. Kylkedjan hölls hela vägen till analyslaboratoriet.



Figur 10 En trefot med manuell hissanordning

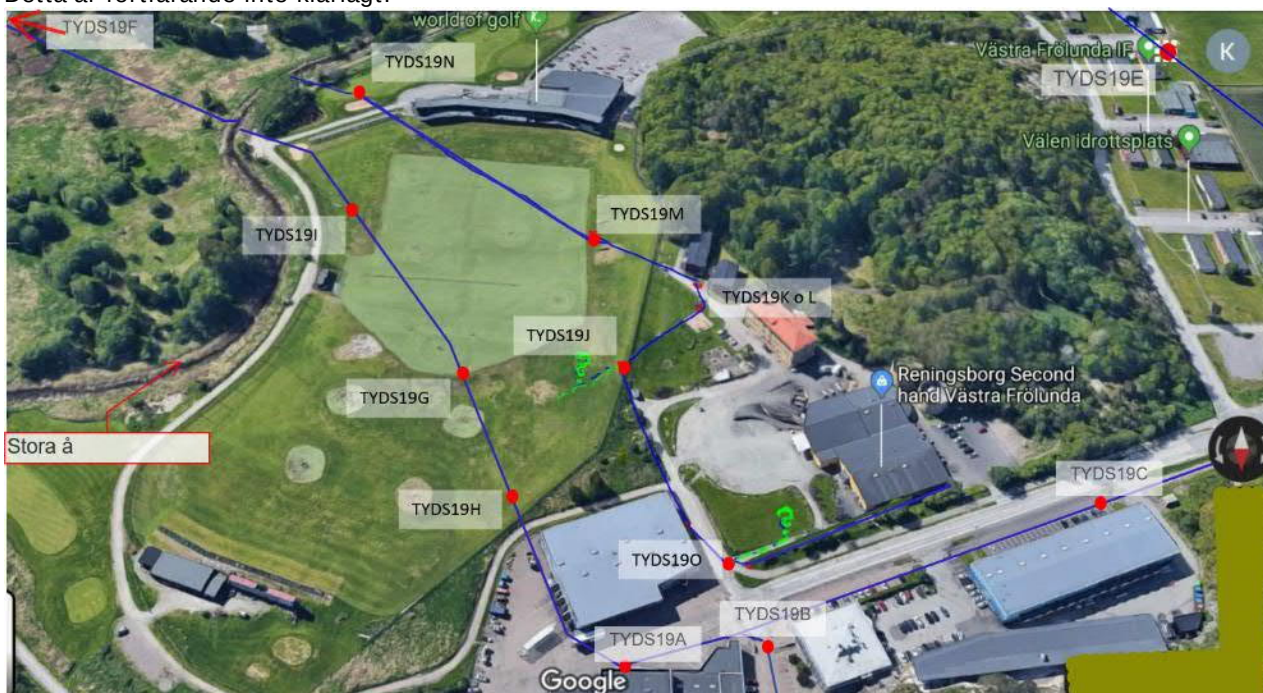


Figur 11 Nere i nedstigningsbrunnen sker mätningar och provtagningar (Punkt TY19DS J)

6.2 PROVTAGNINGSPUNKTER I DAGVATTENSYSTEMET

Målet med provtagning i dagvattenledningarna har varit att kartlägga vilka avrinningsområden som uppvisar föroreningar avseende främst PCB, men även av PAH. Det har även varit av stor vikt att bedöma om det finns områden som inte är påverkade av PCB. Provtagningspunkter i dagvattennätet har lagts till efterhand som resultat kommit fram, jämfört med första provtagningsprogrammet. I nedanstående bild visas de slutliga provtagningspunkter som är belägna närmast det område som efterhand framstod som den mest påverkande källan till PCB- och PAH-förorenat sediment.

I samband med provtagningarna visade det sig att det finns okända dagvattenledningar som mynnar i några av brunnarna. Det framstod även tvivel om ledningskartorna stämmer till fullo. Detta är fortfarande inte klarlagt.



Figur 12 Översiktsbild över de provtagningspunkter på dagvattenledningar som mynnar i den mest förorenade delen av Stora ån. Bilden visar området från norr mot söder – se norrpil. Ledningssträckornas lägen behöver verifieras.

6.3 PROVTAGNINGSMETOD FÖR Å-SEDIMENT

Provtagning av å-sediment utfördes med Van Veen-huggare (bottenhuggare) och s.k. Augerborr. Det var planerat att ta kolvar med en s.k. kajakprovtagare, då det var av intresse att se sedimentprofilen i å-sedimenten. Det visade sig dock inte fungera med kajakprovtagaren, då å-sedimentet var för löst och blött, samt att underliggande botten var för fast eller grusig för att provtagaren skulle klara av att tränga ner. Provtagning med bottenhuggare skedde dels från broar, dels från å-kanten, där det inte fanns broar att tillgå. Provtagning i mittfåran av ån, gick endast att genomföra på de ställen där sedimentbädden inte var för djup eller för bred, samt under två av broarna.



Figur 13 Provtagning med Van Veen-huggare i löst och djupt sediment

6.4 PROVTAGNINGSPUNKTER FÖR Å-SEDIMENT

Provtagningspunkterna i Stora ån, redovisas mer detaljerat i bilaga5 "Fältrapport - sedimentprovtagning Välen".



Figur 14 Figuren visar översiktligt placeringen av provtagningspunkter för å-sediment. Bilden visar området från norr mot söder.

Provtagningspunkterna TYÅS1901 – 1904 är placerade inom en del av Stora ån som inte har grävts om för ändrat lopp. TYÅS1905 -1906 ligger inom åfåra som grävdes om i samband med att Järnbrottmotet byggdes ut. TYÅS 1907 - 1909 ligger inom åfåra som delvis är omgrävd och omlagd vid senare tillfällen.

7 RESULTAT

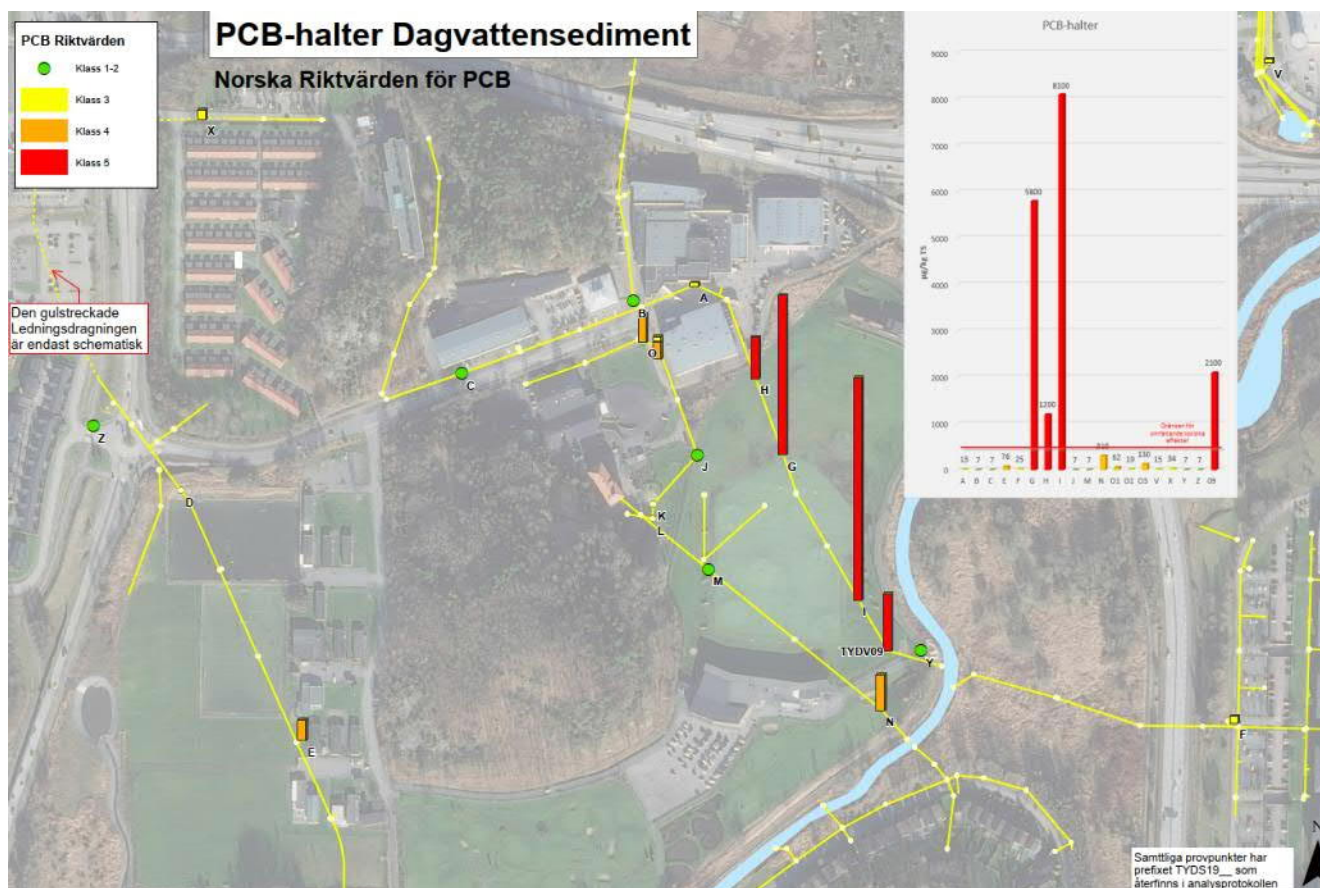
7.1 DAGVATTENSEDIMENT

För fullständig redovisning av uppmätta halter PCB och PAH i dagvattensedimenten hänvisas till tabeller i Bilaga 6.

7.1.1 PCB I SEDIMENT FRÅN DAGVATTENLEDNINGAR

PCB-halterna i dagvattensedimenten varierar inom de olika ledningssträckorna. Det framgår dock att mycket höga halter PCB återfinns i de ledningar som ligger under golfbanan och som mynnar i Stora ån. Halternas nivå överskrider nivån för akuttoxiska förhållanden i vattenmiljö. Gränsen för omfattande toxiska effekter ligger på 430 µg/kgTS. Fyra av dagvattenbrunnarnas sediment i uppgår till denna nivå, varav i en av brunnarna uppgår nivån till 8300 µg/kg TS.

I nedanstående bild visas fördelningen av höga halter PCB i dagvattennätets nedstigningsbrunnar. En tydligare bild utgör Bilaga 7,

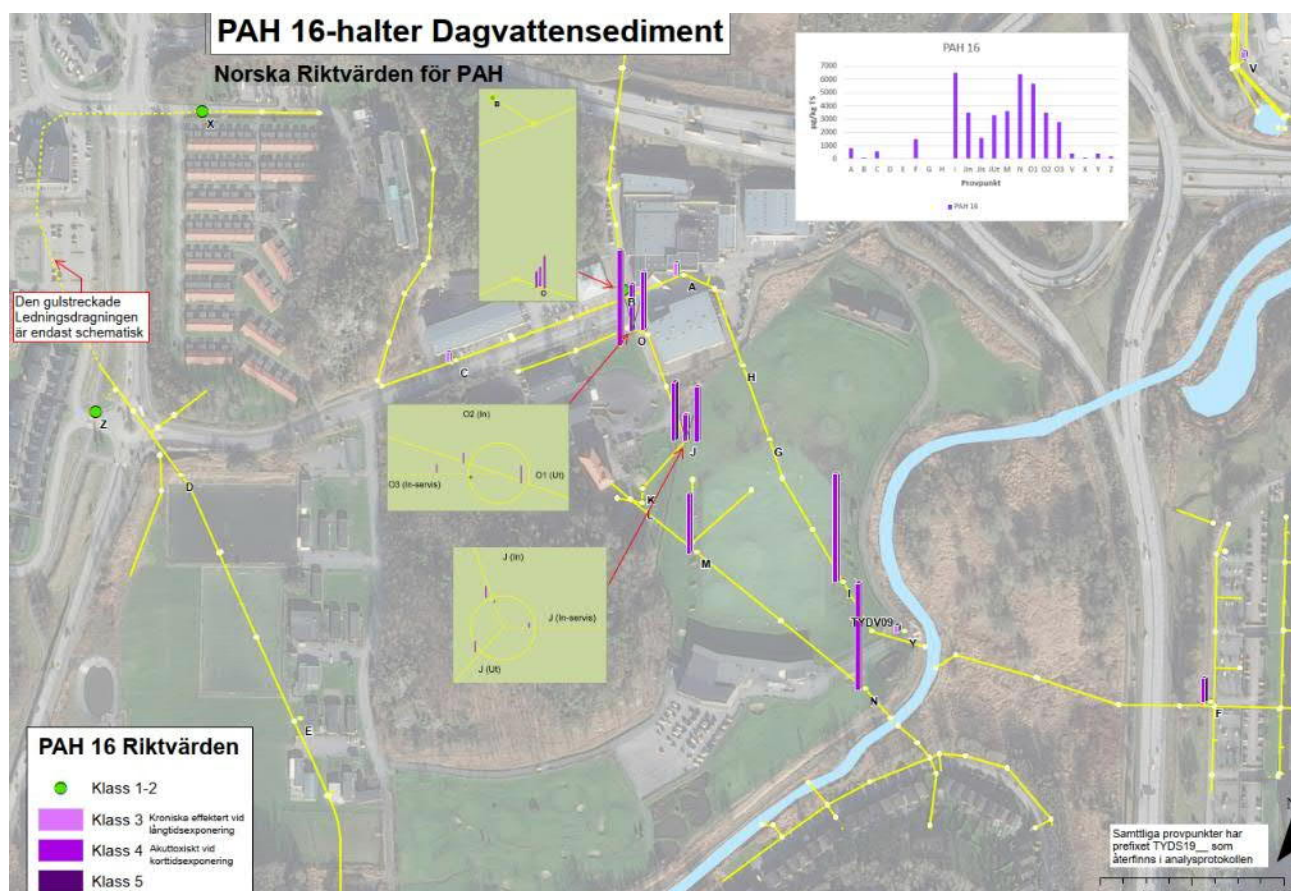


Figur 15 Visualisering av uppmätta halter PCB i dagvattenbrunnar inom Välenområdets, vars dagvatten leds till nedre av Stora ån. Klassning enligt norska riktvärden. Samtliga provpunkter har prefixet TYDS19_.

Det framgår att PCB-halterna i de dagvattenledningar som mynnar i Stora ån, ställvis är mycket höga. Det är inte helt självklara resultat, då halterna på samma ledning kan variera kraftigt mellan olika brunnar. Det bör utredas hur ledningarna de facto är dragna.

7.1.2 PAH I SEDIMENT FRÅN DAGVATTENLEDNINGAR

Halterna av PAH:er i sedimenten ligger över de norska riktvärden för akuttoxiska effekter vid korttidsexponering. I nedanstående bild visas PAH-halter rörande PAH-M och PAH-H i dagvattenledningar. PAH är inte analyserat på samtliga sedimentprover. Det innebär att det inte finns värden för brunnarna H och G längs den norra ledningen under golfbanan. Bilden redovisas tydligare i Bilaga 8.



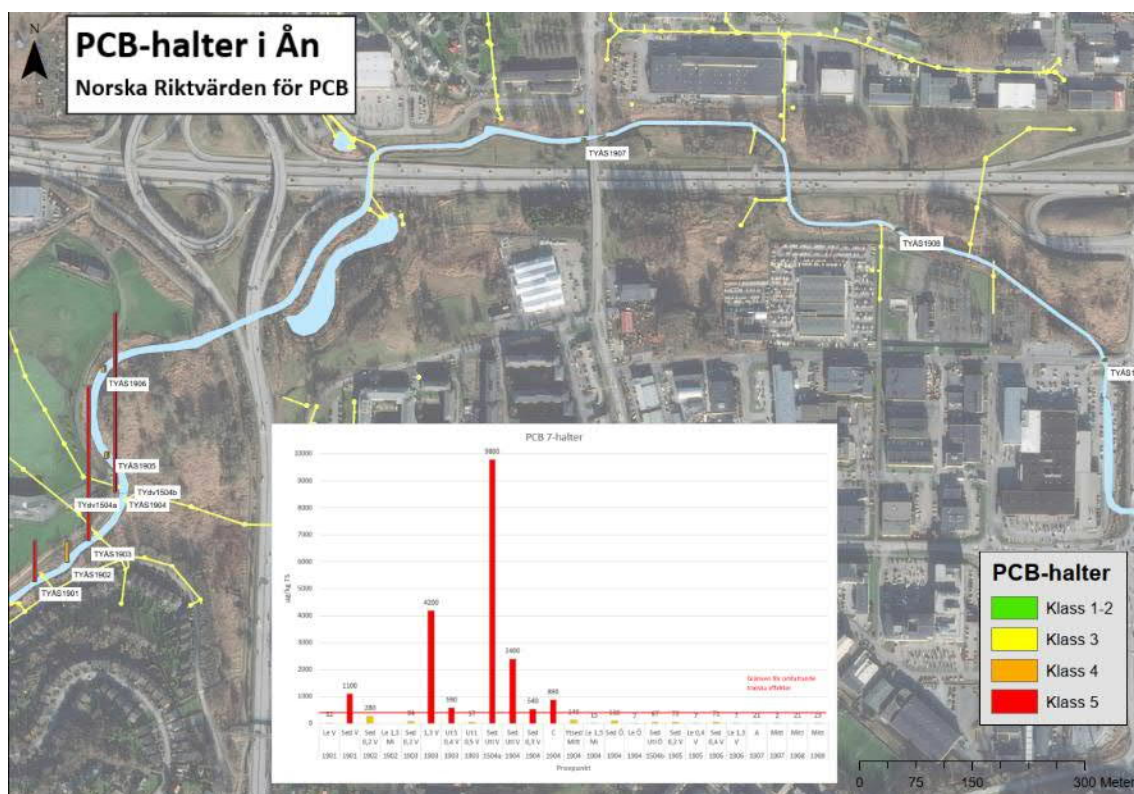
Figur 16 Visualisering av uppmätta halter PAH i dagvattenbrunnar inom Välenområdet, vars dagvatten leds till nedre av Stora ån. Klassning enligt norska riktvärden. Samtliga provpunkter har prefixet TYDS19_.

7.2 Å-SEDIMENT

I Bilaga 9 redovisas sammanställning i tabellform av föroreningsförekomst beträffande metaller, PAH och PCB i å-sedimenten. Det är mycket stora haltvariationer på de prover som togs och resultaten är inte entydiga eller självklara att tolka.

7.2.1 PCB I STORA ÅN

Halterna PCB är mycket höga i delar av å-sedimenten, se nedanstående bild. I Bilaga 10a utgör hela den undersökta å-sträckan och 10b finns detaljerat kartutsnitt med haltfördelningar inlagda för den mest förorenade delen av Stora ån, punkterna TYÅS1901 – TYÅS1904. Av resultaten framgår att PCB finns längs hela den provtagna sträckningen av Stora ån, även så långt upp i systemet som de omlagda partierna av ån vid Sisjöns handelsområde. Där grävdes å-fåran om och grusades i botten, trots det finns halter av PCB som överskrider klass 3 – toxiska effekter vid långtidsexponering. Detta tyder på att PCB finns diffust spritt i marken inom stor del av avrinningsområdet. De riktigt höga halterna PCB återfinns inom den provtagna sträckan nedströms utgående dagvattenledningar från området f.d. Näsets reningsverk, vilka går under golfbanan. Nedanstående bild finns tydligare visualiserad i bilaga 10 a och b.



Figur 17 Sammanställning av alla provtagningspunkterna för å-sedimenten på kartutsnitt. Det gäller provtagningar utförda 2015 - 2019. Klassning har gjorts enligt norska riktvärden för sediment. Alla staplar är inte medtagna vid punkt TYÅS19 - 04 i ån, endast den höga stapeln. I diagrammet finns alla staplar med. © Lantmäteriet/Metria

Halterna av PCB-7 varierar kraftigt från uppmätta halter på 9800 µg/kg TS ner till mindre än 2 µg/kg TS, vilket är det aktuella rapporteringsgränsen. De riktigt låga PCB-halterna återfinns i lerlager i mitten av å-fåran.

Det finns även provtagningsresultat i de undersökningar som utfördes 2015. Dessa provtagningar uppvisar liknande resultat. Det finns enstaka prov med en analyserad PCB-halt som överstiger 20 000 µg/kg TS. Denna analys är inte medtagen i sammanställningarna, då den sticker ut så mycket i PCB-halt.

De allra högsta halterna är uppmätta området, Punkt TYÅS1904. Punkten är belägen utanför utloppet från den stora norra dagvattenledningen som går under golfbanan. Det är samma provpunkt som i rapport "Miljöteknisk markundersökning Välen och Stora ån" 2015, benämndes TYDV 4a. Kontentan rörande haltnivåerna inom å-brinken utanför dagvattenutloppet, är att PCB-halterna är extremt höga med toxiska nivåer som ger omfattande negativa effekter på levande organismer.

Vid utloppet av den södra/mittersta dagvattenledningen (Punkt TYÅS1903) är det också extremt hög PCB-halt om 4 200µg/kg TS.

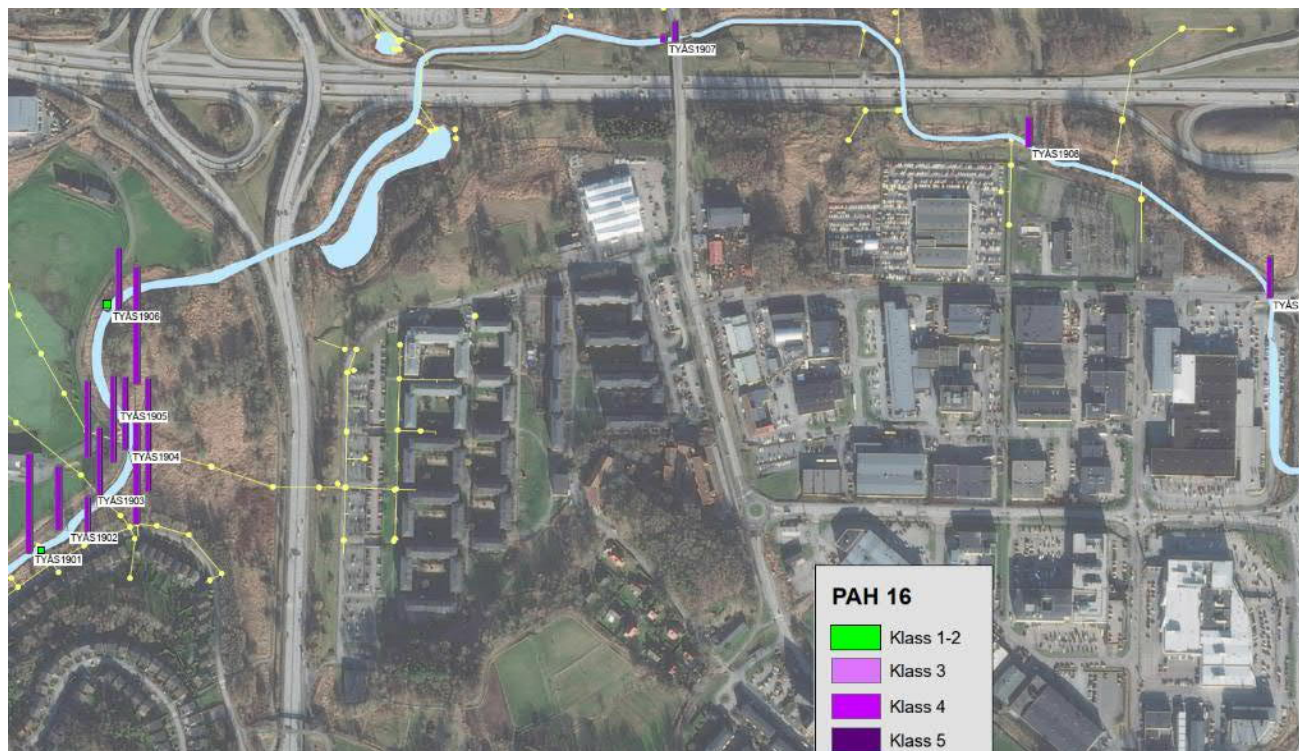
De toxiska effekterna i akvatiska miljöer vid långtidsexponering, påbörjas vid 4,1 µg/kg enligt norska riktvärdestabellen. Det innebär att samtliga analyserade å-sediment har PCB-halt som har negativ påverkan på organismer i sötvattensmiljö.

Noteras bör att det även finns PCB i sediment i bevattningsdamm på golfbanan. Det är i den delen av dammen med inkommande flöde. Vattnet i bevattningsdammen är uppsamlat dräneringsvatten från banan. Resultaten kan ses i bilagorna 6 respektive 9; provtagningspunkterna TYDS19 Y samt TY19 DammÖ (inlopp).

7.2.2 PAH I STORA ÅN

Halterna av PAH:er i samtliga sedimentprov i Stora ån överskrider riktvärden för klass 4; akuttoxiska effekter vid korttidsexponering, enligt norska riktvärden. Proverna visar att PAH:er inte verkar ha kontaminerat underliggande lerlager.

Det som är oklart är vad som har orsaka de höga PAH-halterna. En trolig källa kan vara trafiken längs Söder- och Västerleden, förutom det slam som kan ha lagts ut på åkermark under 1950 - 70-talet. I nedanstående bild redovisas storleksordningarna av förekommande PAH-16 halter. Bilden finns tydligare visualiserad i bilaga 11.



Figur 18 Figuren visar förekomst av PAH16 i sediment i Stora ån, Merparten av halterna överstiger klass 4, vilket motsvarar akuttoxiskt för korttidsexponering i sediment. Klassning har gjorts enligt norska riktvärden för sediment.

8 FÖRORENINGSKÄLLOR OCH SPRIDNINGSBEDÖMNING

8.1 FÖRORENINGSKÄLLOR

Föroreningskällor och spridningsvägar är en av de primära frågorna i detta uppdrag. Det har blivit klart att det finns flera läckande källor till PCB-föroreningarna i Stora ån och Välenviken. I bilaga 13 visas de föroreningskällor som hänvisas till i nedanstående beskrivning.

1. Den främsta kända källan är det område i närheten av det Nässets nedlagda reningsverk, vilket i dagsläget delvis överlagras av utslagsbana för golf. Det troliga är att PCB-haltigt reningsverksslam ligger utspritt i närområdet för det gamla reningsverket. Det kan finnas gamla slamrester på båda sidor om Stora ån. Flygfotografier från 1960- och 1970-talen visar upplag som kan vara avloppsslam på området mellan reningsverket och Stora ån. Därefter har del av å-fåran dragits om i ett västligare läge, som nu utgör en å-krök i norra delen.

Till detta kommer den äldre deponiområden under delar av golfbaneområdet och på den östra delen om å-kröken, mellan Pilegården och Stora ån. I dagsläget är deponiområdet inte täckt enligt nu gällande lagstiftning, då deponin avslutades innan avfallsförordningens deponeringsregler trädde i kraft (2001). Figur 7, tidigare i föreliggande rapport, utgör en flygbild från 1995. Av den bilden framgår att en stor del av området som nu är golfbaneanläggning, var deponiområde.

2. De dagvattenledningar som är anlagda under den mark som troligen bitvis användes för utläggning av reningsverksslam; där läcker det in grundvatten/dagvatten i dessa otäta gamla ledningar. De innehåller i dagsläget mycket sediment som är kraftigt förorenat. Detta läcker kontinuerligt ut i recipienten.
3. Det finns upplagda å-rensningsmassor längs med åns nordvästra strand. På vissa håll inom norra området mellan Stora ån och Pilegården ligger å-rensningsmassor över deponerat byggnadsavfall. Å-rensningsmassorna och delar av deponimassorna är undersökta och rapport om halter, bedömda mängder och förslag till åtgärder, redovisas i rapporten Miljöteknisk markundersökning – Välen och Stora ån; (Mellander och Hargelius 2020)
4. Diffusa utsläpp från närområdet. Det framgår av de undersökningar som har utförts, att PCB-haltigt slam med stor sannolikhet har spridits på närliggande jordbruksmark under åren som reningsverket var i drift. Marken är idag bebyggt med vägar, köpcentra, industrier och bostäder. Slam från reningsverk innehåller mycket näringsämnen i form av kväve och fosfor, samt bra mullämnen och spårmineral. Tyvärr innehöll det även de oönskade ämnen som kom till reningsverket med avloppsvatten från industrier och eventuellt med dagvattnet från bostäder som byggdes med PCB-haltigt material. PCB är delvis partikelbundet och delvis vattenlösligt. Det innebär att PCB i avloppsvatten avskiljs och hamnar i den fasta fraktionen, för att så småningom bli en oönskad del i slamhanteringen. Dessa jordar kan vara ytterligare källa till PCB-påverkan i å-sedimenten.
5. Bullervallar runt om i närområdet, vilka byggdes upp under 1960 – 70-talen, med viss sannolikhet kan också dess vara källor till utsläpp. Dels kan det finnas byggregster med PCB, men där till kan de även ha formats och täckts med slam från dåvarande reningsverkets uppkomna slam. Dess är dock endast ställvis undersökta.

8.2 SPRIDNINGSBEDÖMNING

Föroreningsspridning från de beskrivna områdena i föregående kapitel är delvis diffus, delvis lokalt definierad.

De mest direkt lokaliserade fastställda spridningsvägarna, är de som sker genom de fyra stora dagvattenledningar som mynnar i Stora ån. Två av dessa ledningar ligger inom samma avrinningsområde och inom området nära den nedlagda reningsverkstomten, medan de två andra har helt andra upptagnings-/avrinningsområden. Det två förstnämnda är de med allra högst föroreningshalter i provtagna sediment. Det är uppenbart att det från dessa två ledningar sker den mest betydande föroreningsvidspridning av PCB-haltigt sediment. Dessa två ledningar bör vara de som prioriteras inför en kommande sanering.

Den diffusa spridningen är i första hand den som sker från stora områden uppströms Stora åns lopp, från den mark som i dagsläget är bebyggd med hus, vägar mm. Bedömningen är att denna del är den minst miljöpåverkande delen och lägst mängd PCB hamnar i Välenviken från denna del.

Den del som idag är golfbana, är anlagd ovanpå mark som troligen har höga halter av PCB. Dräneringssystem finns under gräsmattorna och eftersom området är delvis kuperat, är det sannolikt att förorenat markvatten från deponin tränger upp i dräneringarna. Detta verifieras av att det finns relativt höga PCB-halter i slammet i den dräneringsdamm som provtagits. Dammarna används för bevattning på golfbanan, och på så sätt riskerar föroreningarna att spridas även till övre marklagren.

9 RISKBEDÖMNING

9.1 RISKBEDÖMNING AV HÄLSORISKER

PCB finns i många olika former, vissa har liknande egenskaper som dioxiner, varför de kallas dioxinlika PCBer. Sammanfattningsvis är risken hög för påverkan på hjärna och fortplantningsorgan om PCB intas oralt. Vissa PCB-former är fettlösliga medan andra är mer vattenlösliga. Då det i de aktuella sedimenten även förekommer höga halter PAH (polyaromatiska kolväten), innebär det att förekommande PCB har förhöjd spridningsmöjlighet, då sedimenten ligger i vatten och att sedimenten dessutom är förorenade med oljehaltiga föroreningar av olika slag. Sammanfattningsvis kan det konstateras att de halter som förekommer i de högst uppmätta sedimenten är påtagligt hälsovådliga.

9.2 RISKBEDÖMNING AV MILJÖRISKER

9.2.1 LANDMILJÖ

De källor till föroreningar som är kända inom området redovisas i kapitel 8 "Föroreningskällor och spridningsrisker". PCB tas inte upp i växter i någon större utsträckning, risken för att få i sig PCB är istället direkt via jord från lågväxande växter, exempelvis sallad, svamp och jordgubbar. Det är dock inte sannolikt att PCB finns i gräs och buskar ovan mark. Men det är heller inte lämpligt att å-vatten används för bevattning av grödor. Det finns kolonilotter längre sydväst i systemet. Det bör meddelas ägarna av dessa att inte å-vatten får användas. Provtagning i och nära befintliga koloniträdgårdar är utförd. Där har ingen PCB- eller PAH-förorenad mark påträffats. Detta redovisas i den markmiljörapport som tidigare nämnts (Mellander och Hargelius 2020).

9.2.2 VATTENMILJÖ

Risken för påverkan i vattenmiljön är påfallande stor. Det har i tidigare utredningar av Välenviken konstaterats att vattenlevande organismer innehåller höga halter föroreningar. Ålbeståndet på västkusten är inte obetydligt. Ål som vandrar upp i åar och vattendrag ligger gärna dold i sediment. Då ålen är en fet fisk som till stor del lever i och på botten, är det mycket allvarligt med fettlösliga föroreningar som PCB av den omfattning som konstateras i Stora ån. Föroreningarna kan bland annat påverka ålens fortplantningsförmåga.

9.3 FRAMTIDA RISKER

Sammanfattningsvis är risken för fortsatt utlakning av persistenta ämnen överhängande.

Framtida risk för påverkan av PCB, på såväl människors hälsa som miljön är uppenbar om ingen åtgärd utförs för att stoppa spridningen till havsmiljön.

Markanvändningen är redan förändrad från deponi till golfbana, utan att deponin är säkrad mot föroreningsspridning. Området bör inte bebyggas med mindre än att sanering sker och att marken säkras mot utläckage. Det bör tas med i den totala bedömningen, hur den marken och de ledningar som underlagrar den ska hanteras.

Tillfälliga skydd är nödvändiga i samband med rensning av dagvattenledningar för att förhindra ytterligare spridning.

Klimatförändringarna är redan ett faktum och stora regnmängder kommer att förvärra situationen om inte problemet åtgärdas. Ökande nederbörds mängder och snabbare dagvattenflöden kommer bland annat att öka risken för slamflykt av de sediment som ligger i dagvattenledningarna.

9.4 BEHOV AV RISKREDUKTION

Riskreduktion genom åtgärder i dagvattenledningar och av markläckage till dagvattenledningarna är högprioriterad.

10 FÖRSLAG TILL ÅTGÄRDER

10.1 MÅLSÄTTNING

Målsättningen med åtgärderna, är att avlägsna förorenat sediment ur dagvattenledningarna.

10.2 ÅTGÄRDER

En rensning av dagvattenledningar är en av de viktigaste frågorna att lösa. En rensning innebär inte bara en riskreduktion, utan medför också möjlighet till att kunna identifiera från vilka ledningar störst föroreningsbelastning sker.

Dagvattenledningarna måste först rengöras genom slamsugning, så att det material som idag finns i ledningarna avlägsnas. Först därefter kan en kartläggning ske av varifrån inläckage sker. Därefter bör ledningarna undersökas avseende status och verklig lokalisering/ledningsdragning.

Det är av största vikt att det sker en vattenrening med sedimentavskiljning av det slamsugna slammet för att förhindra ytterligare spridning av PCB och PAH.

10.3 VÄGLEDANDE OCH GRUNDLÄGGANDE UTGÅNGSPUNKTER FÖR EFTERBEHANDLING

Beroende på vad som framkommer vid dessa ledningsundersökningar får beslut tas, i samverkan med tillsynsmyndigheterna, om fortsatt hantering av befintliga dagvattenledningar. Slutmålet är att i så stor utsträckning som möjligt förhindra fortsatt förorenings spridning till Stora ån och vidare till Välenviken.

Före, under och efter genomförda rensningar av dagvattenledningarna bör passiva provtagare installeras på strategiska platser i dagvatten- och å-systemet, i syfte att försöka lokalisera varifrån störst föroreningsbidrag sker. Utifrån dessa resultat prioriteras fortsatta arbeten med att minimera förorenings spridningen från dagvattennätet till Stora ån och Välenviken. Med passiva provtagare går det att "fånga upp" även PCB i vattenfasen, vilket annars inte går att mäta på enbart vattenprover.

10.4 MÖJLIGA ÅTGÄRDSMETODER

De åtgärdsmetoder som kan bli aktuella är att koppla bort delar av dräneringssystemet från dagvattenledningarna samt att skyddsodra dagvattenledningar för att förhindra inläckage av dräneringsvatten.

10.5 FÖRSLAG PÅ SKYDDSÅTGÄRDER

Slamsuget sediment avvattnas på plats i slutna containers där avrinnande vatten genomgår rening genom att det pumpas till den vattenreningsanläggning som ska vara i drift under tiden för slamsugningen.

Avvattnat slam omhändertas på för avfallet godkänd deponi.

11 ÅTGÄRDSMÅL

Målet med att rensa dagvattenledningarna är att avlägsna kraftigt förorenat sediment i dagvattenledningar för att minska föroreningsbelastningen i Stora ån och Välenviken. I samband med att rensningen utförs kommer Kretslopp och Vatten även att undersöka ledningarnas skick för att bedöma risk för fortsatt inläckage av föroreningar från omgivande mark.

12 SÄKERHETER OCH KUNSKAPSLUCKOR

Kvarstående problembild med obesvarade frågor är följande

1. Förhindra att ytterligare förorening till Stora ån sker vid rensning av dagvattenledningarna.
 - a. Hur ska reningen av vatten hanteras efter avvattning av sedimenten?
 - b. Hur ska det avskilda sedimentet hanteras?
2. Ansvar för sanering av sediment i Stora ån bör utredas.
3. Hur mycket föroreningar fortsätter att laka ur via de två dagvattenledningar som ligger under golfbanan?
4. Föroreningsspridning via ytligt grundvatten från båda sidor åns stäckning söder om Söderleden, vid å-kröken?
5. Var finns avgränsningar i djup- och längsled för sedimenten? Vi tror att de ca 5-10 översta cm av leran under sedimentet i Stora ån, kan vara förorenade över toxiska halter.
6. Hur mycket föroreningar lakar ur från de bullervallar längs Söderleden och Näsetvägen som delvis består av byggavfall?

13 STRATEGI FÖR ANMÄLNINGAR

Såväl naturliga vattendrag som vattenanläggningar i form av diken omfattas av bestämmelserna i 11 kapitlet miljöbalken, där ett dike eller ledning betraktas som en vattenanläggning. 11 kap 17§ miljöbalken ålägger ägaren till en vattenanläggning att underhålla den så att det inte uppkommer skada på allmänna eller enskilda intressen. Det innebär bland annat att ägaren till en vattenanläggning är skyldig att underhålla den, dvs se till att dess funktion säkerställs, till exempel genom att tillse att rensning sker vid behov.

Kretslopp och Vatten har således både en skyldighet att underhålla sin vattenanläggning (dagvattenledningarna) och rättighet till att rensa dessa. Någon särskild prövning utifrån miljöbalkens 11 kapitel bedöms därmed inte krävas.

Kretslopp och Vatten är huvudman för dagvattenledningarna inom området för golfbanan. Då undersökningar visat att ledningarna innehåller förorenat sediment behöver de rensas för att motverka skada på allmänna intressen (Stora ån och Välenviken) samt för att behålla sin funktion.

Utöver bestämmelserna i miljöbalkens 11 kapitel måste även de allmänna hänsynsreglerna i 2 kapitel miljöbalken (MB) tillämpas. Det innebär att om det föreligger risk för en negativ omgivningspåverkan måste skyddsåtgärder vidtas. Dessutom anger 12 kapitlet 6§ att åtgärder som kan medföra en väsentlig ändring av naturmiljön måste anmälas. Kretslopp och Vatten har goda kunskaper kring de värden som kan komma att påverkas vid en rensning av dagvattenledningarna. Det gäller intressen som fiske, biotopskydd, skyddsvärd flora och fauna, skyddade områden som till exempel Välens naturreservat mm.

Då en rensning av sediment i dagvattenledningarna kan riskera att medföra en tillfällig negativ påverkan på naturmiljö i ån, bedöms det vara skäligt att hålla ett samråd med länsstyrelsen utifrån miljöbalkens 12 kapitel §6.

Påverkan på såväl flora som fauna kan orsakas av höga halter partiklar i vattnet i samband med rensningen men också utifrån akuttoxiska halter av föroreningar.

Förslagsvis sammanställs ett underlag för samrådet som redovisar följande:

- dagens problematik presenteras
- vilka åtgärder som planeras (slamsugning och filmning av dagvattenledningar)
- vilka skyddsobjekt/intressen som finns och vilka skyddsåtgärder som planeras – till exempel tid på året för planerade åtgärder samt skyddsåtgärder i form slamfällor/länsor.

Underlaget skickas till länsstyrelsen med begäran om ett samråd utifrån 12:6. Vid mötet presenteras planerade åtgärder.

Länsstyrelsen meddelar sedan eventuella krav på skyddsåtgärder och om de anser om en anmälan om vattenverksamhet krävs.

14 REFERENSER

References

- Muntlig och skriftlig kontakt med Västra Frölundas hembyggsförening.
- Sveriges handelskalender, årgång 91, 1971 (internet)
- EU. *eur-lex.europa.eu*. 2000. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/sv/TXT/?uri=CELEX%3A32000L0060>.
- Karolinska. *Riskwebben*. den 26 02 2020. <https://ki.se/imm/pcb-icke-dioxinlika>.
- Kemakta Konsult, Institutet för Miljömedicin - Karolinska institutet. *Datablad för Polycyklista aromatiska kolväten*. Stockholm: Naturvårdsverket, 2017.
- Lija, Karl, o.a. *Bedömning av miljögiftspåverkan i vattenmiljö*. IVL, Svenska Miljöinstitutet, 2010.
- Länsstyrelsen. "Beslut XXXX." Länsstyrelsen Västra Götaland, den XX XX 20XX.
- Magnusson, Marina, Ingemar Cato, Annelie Hilvarsson, och Jonatan Hammar. *Undersökning av Välens miljökemiska & biologiska status 2012*. , Lysekil: Marine Monitoring AB, 2014.
- Mellander, Cecilia, och Kristina Hargelius. "Miljöteknisk markundersökning – Välen och Stora ån." 2020.
- Miljødirektoratet. "Veileder M-608, Grensverdier for klassifisering av vann, sediment og biota." Oslo, 2016.
- Naturvårdsverket. *PCB i miljö*. den 26 02 2020. <https://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Manniska/Miljogifter/Organiska-miljogifter/PCB/>.
- Naturvårdsverket. *Riktvärden förorenad mark*. Naturvårdsverket, 2016.
- SGU. *Klassning av halter av organiska föroreningar sediment 2017:12*. SGU, 2017.
- Statens Forurensningstilsyn. "Veileder for klassifisering av miljøgifter i vann og sediment (TA-2229/2007)." Oslo, 2007.
- STF. *Riktvärden förorenade sediment*. Statens forurensningstilsyn, 2007.