



Institutionen för arkitektur och samhällsbyggnadsteknik
Chalmers tekniska högskola 2020



Transport, spridning och fastläggning av organiska föroreningar, metaller och mikroplastpartiklar i vägdagvatten

En fältstudie i Gårda, Göteborg

Kandidatarbete inom civilingenjörsprogrammet kemiteknik
Kandidatarbete inom civilingenjörsprogrammet kemiteknik med fysik
Kandidatarbete inom civilingenjörsprogrammet samhällsbyggnadsteknik

Julia Billstein, Ofelia Carlsson, Sofia Hellström och Elin Vålikangas

Transport, spridning och fastläggning av organiska föroreningar, metaller och mikroplastpartiklar i vägdragvatten: En fältstudie i Gårda, Göteborg
Transport, distribution and sorption of organic pollutants, metals and microplastic particles in stormwater: A field study in Gårda, Göteborg

Julia Billstein, Ofelia Carlsson, Sofia Hellström och Elin Vålikangas
Bild på framsidan: Mölndalsån av Ofelia Carlsson

Handledare: Ida Järtskog, VTI, statens väg- och transportforskningsinstitut; Chalmers, institutionen för arkitektur och samhällsbyggnadsteknik, avdelningen för geologi och geoteknik

Amir Saeid Mohammadi, Chalmers, institutionen för arkitektur och samhällsbyggnadsteknik, avdelningen för vatten miljö teknik

Examinator: Ann-Margret Hvitt Strömwall, Chalmers, institutionen för arkitektur och samhällsbyggnadsteknik, avdelningen för vatten miljö teknik

Institutionen för arkitektur och samhällsbyggnadsteknik
Vatten miljö teknik
Chalmers tekniska högskola
SE-412 96 Göteborg
Sverige
Telefon (växel): 031-772 10 00

FÖRORD

Vi vill ge ett stort tack till några av de personer som har hjälpt oss att genomföra detta kandidatarbete. Tack till det fina mottagandet vi fick på WET-labbet på Chalmers, och ett extra tack till Amir Saeid Mohammadi och Sebastien Rauch som har varit otroligt hjälpsamma och handlett oss när vi gjort våra analyser och beräkningar. Vi vill även tacka Delilah Lithner från VTI och Yvonne Andersson-Sköld från både VTI och Chalmers som hjälpt oss genom att komma med idéer och tips på genomförandet av arbetet. Mest skulle vi vilja tacka vår handledare Ida Järskog och vår examinator Ann-Margret Hvitt Strömwall för all deras hjälp med att genomföra hela arbetet.

SAMMANFATTNING

Den största delen av den mikroplast som släpps ut i Sverige kommer från vägtrafiken. För att kunna sätta in effektiva åtgärder mot detta är det viktigt att förstå transporten av dessa partiklar. Detta arbete har som syfte att undersöka spridningen hos mikroplaster, samt organiska miljögifter och metaller i vägdagvatten vid ett område i Gårda, Göteborg. Arbetet har innefattat en provtagning i den sedimentationsanläggning som ligger intill den hårt belastade vägen E6:an i Gårda, samt analys av dessa prover. I sedimentationsanläggningen leds vägdagvattnet förbi sju kamrar där tanken är att partiklar ska sedimentera bort från vattnet innan det leds ut i Mölndalsån.

Arbetet tar med hjälp av litteraturstudier reda på vilka metaller eller organiska miljögifter som borde upptäckas i analysproverna, samt ämnenas möjlighet att fästa kemiskt på mikroplastpartiklar. Provtagningen utfördes i det intressanta området Gårda där avrinning endast kommer från bilvägen eller dess diken. Vid provtagning togs både vatten- och sedimentprov där analyserna av dessa är framtagna delvis i WET-labbet på Chalmers men prover har även skickats iväg till Statens väg- och transportforskningsinstitut (VTI), ALS, Eurofines och Particle Vision i Schweiz. Enklare beräkningar av föroreningarnas belastning tagits fram, baserat på analysresultaten. Slutligen har, på WET-labbet på Chalmers, två kolonner fyllda med sediment ställts upp, för att se om partiklar lakas ut ur proverna, även en metallanalys gjordes på det urlakade vattnet.

Den slutsats man kan dra utifrån resultaten i rapporten är att sedimentationsanläggningen inte fungerar korrekt, den släpper ut både metaller och miljögifter som är skadliga för akvatiska miljöer. Analyser av det vatten som lakats ut från sediment från sedimentationsbrunn 3 och 6 visar även på att metaller inte stannar i sedimentet utan kan lakas ut igen. Detta är viktigt att ha i åtanke vid rensning av anläggningen så att sedimentet inte läggs på deponi där det kan släppa ifrån sig de miljöfarliga ämnen som ansamlats. Dock testades det aldrig om mikroplaster och organiska miljögifter lakas ut ur sedimentet eftersom tidsramen var för liten, det rekommenderas att analysera mikroplaster i lakvattnet i vidare studier.

Nyckelord: Sedimentationsanläggning, lakning, vägdagvatten, mikroplaster, organiska miljögifter, metaller

ABSTRACT

In Sweden, microplastic pollution is for the greatest part due to particles derived from road traffic, such as tire and road wear. To limit the amount of pollution released, it is important to understand how these particles transport from the road runoff to the recipient. The aim of this study is therefore to investigate the distribution of microplastics, organic pollutants and metals found in storm water on a site located in Gårda, Gothenburg. Both water and sediment samples were collected and analyzed from a sedimentation facility in Gårda, in which the road runoff stormwater from the highway E6 is led to. Particles in the stormwater will sediment in one of the seven sediment chambers, and afterwards the stormwater is led into the river Mölndalsån.

To determine which metals and organic pollutants that are of interest and is expected to be found in the samples for this study, information is gathered in a literary review. Another interesting aspect that was read upon was the adsorption of organic pollutant and metals on the surface of microplastics.

The sedimentation facility in Gårda has an interesting feature, it only collects road runoff from a specific section of the runway and its adjacent ditches, and therefore the possible pollutants that is found can be traced back to the road traffic. The water and sediment samples that is collected is analyzed at the WET-lab at Chalmers, but also at a few other labs: the Swedish National Road and Transport Research Institute (VTI), ALS, Eurofines and Particle Vision in Switzerland. In addition to this, some simple calculations were done on the pollutants strain on the surrounding environment based on the results from the analyses. Finally, the study analyzes leached water from two sediment columns, to gather data if particles and metals could leach out from the sediments in the facility.

The study concludes that the sedimentation facility in Gårda does not work properly, and it releases both metals and possibly other pollutants that could harm the aquatic environment. The leached water from the study's columns with sediment from chamber no. 3 and 6 shows that metals are not fixed in the sediment, they get leached out with the water. Whether or not microplastic particles and organic pollutants also leaches out from the sediment is a question for studies in the future to answer, why this study unfortunately did not have the time to do the analyses.

Keywords: Sedimentation facility, leaching, road runoff, stormwater, microplastics, organic pollutants, metals

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

Innehåll

1	Inledning	1
1.1	Syfte	1
1.2	Frågeställningar	2
1.3	Avgränsningar	2
2	Litteraturstudier	3
2.1	Mikroplast	3
2.1.1	Adsorption av metaller på mikroplastpartiklar	4
2.1.2	Sorption av organiska miljögifter på mikroplastpartiklar	5
2.2	Organiska miljögifter	6
2.2.1	PAH	7
2.2.2	Ftalater	9
2.2.3	Alifater	10
2.3	Metaller	10
2.3.1	Arsenik	10
2.3.2	Bly	11
2.3.3	Järn	11
2.3.4	Kadmium	11
2.3.5	Koppar	12
2.3.6	Krom	12
2.3.7	Nickel	12
2.3.8	Zink	12
2.4	Trafik	13
2.4.1	Asfalt	13
2.4.2	Vägmålning	13
2.4.3	Däck	14
2.5	Flödesberäkningar	14
2.6	Föroreningsmängd	15
3	Metod	15
3.1	Fältstudieplats	15
3.1.1	Avrinningsområde	16
3.1.2	Anläggning	17
3.1.3	Väderdata	19

3.1.4	Recipient	20
3.2	Provtagning	20
3.3	Laboratoriearbete	23
3.3.1	Sedimentprov	23
3.3.2	Vattenprov	23
3.3.3	Kolonnlakning	25
3.4	Beräkningar	27
3.4.1	Flödesberäkningar	27
3.4.2	Föroreningsmängd	27
3.5	Litteraturstudie	28
4	Resultat och diskussion	28
4.1	Vattenanalys	28
4.2	Sedimentanalys	38
4.3	Lakning	44
4.4	Beräkningar	47
4.4.1	Flödesberäkningar	47
4.4.2	Föroreningsmängd	48
5	Slutsatser	50
	Referenser	51
A	Ritning över kolonnerna	i
B	Fullständiga resultat	ii
B.1	Vattenanalyser	ii
B.2	Sedimentationsanalyser	vi
B.3	Lakningstest	x
C	Gränsvärden	xiii
D	Konstanter och antaganden	xvi

Begrepps- och ordlista

Affinitet kan beskrivas som den ”dragningskraft” som gör att två ämnen reagerar med varandra.

Bräddning byggs in i avloppsvattensystem för att vid höga flöden låta orenat vatten rinna ut till recipient utan att passera ett reningssystem. Detta eftersom variation i flöde kan sabotera befintlig rening.

Dagvatten är vatten som tillfälligt rinner på en markyta eller konstruktion. Kan exempelvis komma från regnvatten, smältvatten eller framträngande grundvatten.

Diffundera innebär att en kemisk förening sprider ut sig jämnt i en lösning, på en yta eller tränger in i ett material

DLS står för *dynamic light scattering* och är en analysmetod för partikelstorlek och partikelstorleksfördelning hos molekyler i en lösning.

DOC står för *dissolved organic carbon* och är ett mått på halten organiskt kol löst i vatten. Kolet anses, i den här rapporten, löst när det kan passera ett 0,45 µm stort filter

Essentiella metaller är metaller som är livsnödvändiga för människor, djur och växter. Icke-essentiella metaller är därmed metaller som inte behövs för att upprätthålla livsnödvändiga processer.

Ftalater är en samling ämnen som används som tillsats i platstillverkning. Ftalater är så kallade mjukgörande komponenter som gör plasten mjukare och mer plastisk.

Heterotrofiska arter är organismer som får sin energi genom att konsumera organiska ämnen, till exempel genom att äta andra heterotrofer.

Humus består av delvis omvandlat och nedbrutet organiskt material.

Hydrofobicitet är förmågan att stöta bort vatten.

IC står för *ion chromatography*. Det betyder jonkromatografi och är en analysmetod för att ta reda på hur mycket joner som finns i ett prov.

Kollodial synonym till mycket finfördelat.

LOI står för *loss on ignition* och är en analysmetod. Det görs endast på sedimentet och ger halten organiskt samt oorganiskt material i provet.

MQ-vatten är helt renat vatten fritt från orenheter, används främst i laboratorium.

PAH står för *polycyclic aromatic hydrocarbon*. Molekylerna är uppbyggda av en eller flera aromatiska kolväteringar.

Polymer är kemiska föreningar som i vardagligt tal benämns som plaster. En polymer är en upprepad sekvens av mindre enheter, så kallade monomerer.

Recipient är det vattendrag som är mottagare av dagvatten eller avloppsvatten.

SEM står för *scanning electron microscope* och är ett svepelektronmikroskop som tar bilder av föremål genom att scanna av det med en elektronstråle.

Termoplast är en polymer som vid uppvärmning blir plastisk eller formbar och är därmed återvinningsbar, till skillnad från hårdplast.

TSS står för *total suspended solids* och är ett mått för den totala mängden suspenderat material i till exempel ett vattenprov.

TOC står för *total organic carbon* och är ett mått på halten organiskt material i ett prov, det vill säga det totala kolinnehållet.

VGU står för *vägar och gators utformning* och är ett bindande dokument från Trafikverket, vad som står i denna författning är tvingande för alla statliga vägar.

Vägdagvatten är en sorts dagvatten. Vägdagvatten kommer däremot uteslutande från avrinningar från vägkonstruktioner och kan exempelvis komma från regnvatten eller smältvatten.

Zeta-potential beskriver en elektrokinetisk potential i kolloidala dispersioner. Värdet benämner hur stabil en dispersion är, det vill säga hur bra partiklar i en suspension är på att förbli löst i den dispersa fasen, exempelvis vatten, jämförs med hur benägna partiklarna är att falla till botten likt sediment.

ÅDT står för *årsdygns trafik* och är ett medelvärde på en vägs trafikflöden. Flödet mäts ungefär 4 gånger per år och slås ut till ett års-dygnsmedel.

1 Inledning

Sverige anser sig vara i framkant vad det gäller sopsortering och återvinning, och det kan därför tyckas konstigt att landet ändå bidrar till att plast släpps ut i havet. Det är nämligen vägtrafiken, och främst slitage av fordonsdäck och vägar, som är den största utsläppskällan för mikroplaster i Sverige (Naturvårdsverket, 2017c; Andersson-Sköld et al., 2020). Dessa kan sedan via olika spridningsvägar ta sig till recipienter och därefter ledas vidare ut till havet. Därför bör åtgärder vidtas i denna bransch om utsläppen av mikroplaster ska minska. Eftersom det inte är möjligt att installera en reningsanläggning i vartenda dike är det av största vikt att ta reda på spridningen och spridningsvägarna för dessa partiklar. Kunskapen om dessa kan sedan möjliggöra lämpliga åtgärder för att hämma spridningen, och åtgärderna kan sättas in där behovet finns.

Mikroplaster sprids bland annat genom att fragment som slits sönder från trafiken sedan spolas via vägdagvattnet ut i naturen. Detta är delvis partiklar från däckmen också bitumenpartiklar, bindemedel som används i asfalt. Dessutom finns en stor risk att organiska miljögifter, som bland annat kan finnas i det råvarumaterial man använder för att tillverka bitumen (Naturvårdsverket, 2017a), och metaller följer samma spridningsvägar som mikroplasterna. Vidare har ämnen som organiska miljögifter och metaller en förmåga att sorberas av mikroplastpartiklar. Detta medför att, utöver att mikroplaster utgör en förorening i sig, gör mikroplasterna till en spridningsfaktor för andra skadliga ämnen att ta sig vidare genom ekosystemet.

För att undvika spridning av partiklarna i vägdagvattnet kan vattnet ledas förbi olika typer av reningsprocesser, en sådan reningsprocess finns i Gårda, Göteborg, där vägdagvattnet tillåts att sedimentera i sju kamrar innan vattnet sedan leds ut till Mölndalsån.

1.1 Syfte

Detta arbete har till uppgift att undersöka hur mikroplaster, organiska miljögifter och metaller som kommer från trafikslitage, vid den högtrafikerade vägen Europaväg 6, sprids i dagvattnet när det leds via sedimentationsanläggningen i Gårda. Målsättningen är att ta reda på om de sju kamrarna som finns i sedimentationsanläggningen hindrar föroreningarnas framfart eller om föroreningarna kan följa med vattnet rakt ut i havet. Arbetet kommer även att undersöka hur partiklarna fördelar sig i kamrarna då storleken på sedimentet i dessa varierar.

1.2 Frågeställningar

Projektets huvudfrågeställning är:

- Hur ser spridningsvägar och transport ut i vägdagvatten för mikroplaster, organiska miljögifter och metaller i sedimentationskamrarna i Gårda, Göteborg?

Delfrågeställningar är:

- Hur väl separerar sedimentationskamrarna ut de önskade partiklarna? Vart ansamlas partiklarna?
- Finns det korrelationer mellan organiska miljögifter/metaller och mikroplaster i vägdagvatten?

1.3 Avgränsningar

Det är alldeles för omfattande att kartlägga alla spridningsvägar inom ramen för detta arbete och därför har avgränsningar gjorts. Miljöfarliga partiklar från väg- och däckslitage kommer vara ett huvudfokus. Nämnade partiklar syftar främst på mikroplaster men även på metaller och organiska miljögifter eftersom korrelationer med dessa kommer att undersökas. Dessa avgränsningar har gjorts på grund av att det redan finns tidigare studier där laktester använts för att kolla på miljögifter men inte i kombination med mikroplaster. Därför blir mikroplaster extra intressanta att undersöka. Det hade också varit intressant att ge projektet en årstidsaspekt, till exempel ökar troligtvis vägslitage under vinterhalvåret när dubbdäck används. Detta hade dock krävt mer tid och en större ekonomi än den som finns för det här projektet.

En annan avgränsning är det område som ska studeras. Provtagningen sker endast vid en hårt trafikerad gata, och inte till exempel vid en landsväg där trafiken är mer sparsam. En annan avgränsning är att projektet endast behandlar transport av miljöfarliga partiklar i vägdagvatten, andra transportvägar så som luftburen transport, snöröjning och gatusopning undersöks inte. Slutligen förlitar sig arbetet endast på ett rådande väderförhållande vid provtagningstillfället och vädret vid detta tillfälle påverkar därför analysernas resultat. Därför diskuteras inte hur andra typer av väderförhållanden kan påverka resultatet i någon vidare utsträckning.

2 Litteraturstudier

Detta arbete berör flera områden som mikroplaster, organiska miljögifter och metaller men även asfalt och däck är viktiga aspekter. I detta kapitel redovisas därför litteraturstudier gjorda inom dessa områden för att skapa en bra helhetsbild och som ett komplement till analyserna på de tagna vatten- och sedimentproverna. Avsnitt 2.1 avser en definition av mikroplaster samt en beskrivning av hur metaller och organiska miljögifter adsorberas på dessa. I Avsnitt 2.2 förklaras vilka ämnen som avses som organiska miljögifter i detta arbete samt indelning av dessa. Avsnitt 2.3 ger en överblick av de olika metaller som analyseras i detta arbete. I Avsnitt 2.4 ges information om det kemiska innehållet i asfalt, vägfärg och däck. Därefter ges i Avsnitt 2.5 bakgrund för beräkningar av flödesmängder och föroreningsbelastningar. Slutligen ges i Avsnitt 2.6 ytterligare information om föroreningsmängdsberäkningar.

2.1 Mikroplast

I nuläget finns det ännu ingen klar definition av vad som räknas som mikroplaster inom forskningslitteraturen, vanligtvis brukar den avse olika typer av plastmaterial i storleksordningen 1 nm till 5 mm. Här kommer dock främst partiklar i storleksordningen 20-125 mikrometer studeras. Begreppet "plast" kan ha många olika definitioner men enligt ISO-standardens inkluderar det främst polymerer framställda av olja eller dess biprodukter som tillverkas av människor (Naturvårdsverket, 2017c). Gummipartiklar brukar ändå ingå i definitionen på grund av att gummi kan ge upphov till solida partiklar där polymerinnehållet är högt (Verschoor, 2015). Därför har valet gjorts att inkludera gummi, naturgummi och polymermodifierad bitumen i begreppet plast.

Den forskning som finns i nuläget har främst fokuserat på olika typer av termoplaster, exempelvis polyeten och polystyren och det är sällan elastomerer, som gummi, tas med i undersökningarna. En viktig anledning till detta är att gummi inte ingår i definitionen av plast enligt ISO-standardens som nämnt ovan. De flesta studier har valt att studera luftburna partiklar kopplade till däckslitage, trots att andelen partiklar som blir luftburna är mycket liten (Wagner et al., 2018). En anledning till att det finns få studier är att däckpartiklar är väldigt svåra att analysera på grund av att de innehåller bland annat kimrök. Det gör att gummipartiklarna från däck absorberar nästan allt IR ljus (Eisentraut et al., 2018) och det blir därför svårt att analysera partiklarna med vanliga metoder. På grund av få studier finns ytterst lite data på hur partiklarna från däckslitage kontaminerar ytvattnet (Wagner et al., 2018), dock har det föreslagits att dessa partiklar är en stor källa till utsläpp av metaller (Counsell et al., 2004; Goonetilleke et al., 2017). Det finns dock en viss kännedom om att bland

annat partikelstorlek, densitet, regnintensitet och infrastruktur påverkar transporten och ackumuleringen av partiklarna (Wagner et al., 2018; Goonetilleke et al., 2017).

Det som karaktäriserar vägdragvattnet är typiskt höga värden för totalt suspenderat material (TSS), höga koncentrationer av metaller (Charters et al., 2016; Huber et al., 2016) samt höga halter av organiska miljögifter (Markiewicz et al., 2017). Det har visats att det generellt finns högre koncentrationer av partiklar från däckslitage i sedimentet i sedimentationskamrar på grund av ackumulation och sedimentering. De högre koncentrationerna gäller även i naturligt sediment i recipienten, denna agerar som en form av fälla för mikroplasten (Wagner et al., 2018). I en undersökning av Vollertsen et al. (2007) kunde det konstateras att värdena för TSS kunde reduceras med 80% genom att låta vägdragvattnet rinna genom sedimentationskamrar.

2.1.1 Adsorption av metaller på mikroplastpartiklar

Att olika typer av partiklar kan adsorberas på ytan av små plastpartiklar har gett upphov till många studier på grund av att det kan orsaka stora problem för det marina djurlivet när de tar upp mikroplaster (Brennecke et al., 2016; Eyckmans et al., 2011). Få studier har undersökt hur metaller adsorberas på just gummipartiklar, dock har det gjorts många undersökningar med andra typer av plaster, exempelvis PVC, PS och CPE med flera.

Det som många är eniga om är att olika typer av metalljoner adsorberas på ytan av mikroplasterna, dock krävs ytterligare studier på mekanismerna eftersom dessa ännu inte är helt klarlagda (Brennecke et al., 2016; Zou et al., 2020; Guo et al., 2020). En undersökning av Zou et al. (2020) har presenterat resultat som visar att funktionella grupper som klor troligtvis har en attraherande effekt på positiva metalljoner till plastens yta. Det har även visats att för Pb^{2+} , Cd^{2+} och Cu^{2+} kan adsorptionsaffiniteten för de olika jonerna relateras till dess jonradie och hydrolysgrad (Hu et al., 2020; Covelo et al., 2004). Affiniteten för metaller med lika laddningar tros vara inverterad mot dess jonradie, förslag om att sorptionen domineras av elektrostatisk adsorption har lagts fram av Covelo et al. (2004). Det är dock viktigt att tänka på att när metalljoner löses i vattenlösningar är det dess hydrater som återfinns vilket påverkar jonradien (Zou et al., 2020; Nightingale, 1959). Det kunde även visas att då zeta-potentialen var negativ är positivt laddade metaller attraherade till mikroplastpartikeln. Observationer har även gjorts där pH har en stor inverkan på adsorptionen och där ett ökat pH ger en ökad adsorptionskapacitet av metallerna (Zou et al., 2020).

Ytterligare faktorer som påverkar adsorptionen är vittringen av plastpartiklarna. Denna process är förmodligen viktigare för adsorptionskapaciteten än vilken typ av

plast det är (Holmes et al., 2014). I en studie utförd av Brennecke et al. (2016) jämfördes åldrad PVC med nytillverkad PS, där kunde det observeras att den åldrade PVC plasten hade en ojämnh struktur som då ger en större yta möjlig för adsorption. Till skillnad från den nytillverkade plasten som hade en klotformad yta.

På grund av att stora mängder metaller kan ansamlas på mikroplasterna blir dessa en farlig vektor för metaller i den marina miljön (Brennecke et al., 2016). Koncentrationen av metaller i plastpartiklarna är flera gånger högre än det som kan uppmätas i vattnet, de höga koncentrationerna kan göra att även metaller som är essentiella för livsnödvändiga processer blir giftiga (Brennecke et al., 2016; Eyckmans et al., 2011). Det finns teorier om att tungmetaller som ansamlats på mikroplasterna är lätta att ta upp för marin biota (Holmes, 2013).

2.1.2 Sorption av organiska miljögifter på mikroplastpartiklar

Sorptionen av organiska miljögifter som olika *persistent organic pollutants* (POP) på mikroplaster kan variera mycket beroende på både yttre förhållanden samt typen av plast. Yttre faktorer som kan påverka är det omgivande vattnets temperatur samt salinitet, men till stor del är det plastens egenskaper som bestämmer hur bra sorptionen är. Studier visar på att typen av polymer, partikelns storlek (Sørensen et al., 2020; Hüffer & Hofmann, 2016) är viktiga faktorer, men även plastens amorficitet spelar stor roll (Rochman et al., 2013; Cornelissen et al., 2005; Pascall et al., 2005). En amorf polymer har en stor fri volym (Cornelissen et al., 2005; Pascall et al., 2005) som innebär att det tomma avståndet mellan molekylerna är stort (Budd, 2015). En stor fri volym tillåter kemikalier att diffundera på polymeren (Rochman et al., 2013; Cornelissen et al., 2005; Pascall et al., 2005) och det har visats att POP:er ha en affinitet att ockupera amorfa regioner (Lee et al., 2014). Även plastens och kemikaliens hydrofobicitet är delvis en drivande faktor där högre hydrofobicitet kan innebära att den organiska föreningen absorberas bättre (Sørensen et al., 2020; Hüffer & Hofmann, 2016). En studie av Frias et al. (2010) fick resultat som visade att koncentrationen av POP:er var högre i plastpellets som var svarta än pellets med andra färger, dock kunde de inte säkerställa denna korrelation eller orsaken till de högre koncentrationerna. Det föreslås därför att även plastens färg kan ha en bidragande effekt på hur bra sorptionen är. Flera studier har även presenterat resultat som indikerar att plast som har söndervittrat har lättare att sorbera organiska föreningar eftersom det skapar med hålrum och därav större sorptionsyta (Li et al., 2020).

När organiska föreningar som finns lösta i sediment och vatten sorberats av mikroplaster kan detta påverka fördelningen av dessa föreningar i nämnda miljöer. Om

sorptionen är stark skulle detta kunna leda till en reduktion av lösta organiska föreningar (Hüffer & Hofmann, 2016). En pilotstudie kunde visa på att sorptionen av organiska föreningar är dubbelt så stor i plast som i naturligt förekommande sediment och jord (Mato et al., 2001).

En problematik med föreningar som absorberats av mikroplast är att vattenströmmar och vind kan föra med sig den kontaminerade plasten långa sträckor. Transporten av mikroplaster på detta sätt kan resultera i en ökad kontaminering på andra platser (Rodrigues et al., 2019; Li et al., 2020).

Fältstudier har visat på att det finns en positiv korrelation mellan kemikalier som hittats i vävnaderna hos heterotrofiska arter och förekomsten av plastpartiklar (Collard et al., 2017; Ribeiro et al., 2019; Franzellitti et al., 2019). Det har även rapporterats om mikroplaster i matsmältningskanalerna på djur. Studier har också gett indikation om att mikroplaster samt nanoplaster kan transporteras genom biologiska barriärer och ackumuleras i organ och vävnader (Collard et al., 2017; Ribeiro et al., 2019). Även laborativa studier har kunnat rapportera om biotillgänglighet av organiska föreningar i marina organismer, bland annat om överföring till vävnader och ackumulation av föreningarna (O'Donovan et al., 2018; González-Soto et al., 2019). Det kan också tilläggas att toxikologiska effekter har rapporterats (González-Soto et al., 2019; Rainieri et al., 2018; Rochman et al., 2013; Gandara e Silva et al., 2016; Beseling et al., 2013; Browne et al., 2013). En kritisk recension diskuterade metoderna som används i många studier eftersom de inte efterliknar naturliga förhållanden där organiska föreningar finns lösta i det omgivande vattnet initialt (Koelmans, 2015). En jämvikt uppstår mellan sorption och desorption av kemikalierna på plastpartiklarna, om vattnet från början är rent kommer jämvikten att förskjutas mot desorption vilket leder till en högre kontamination (Koelmans, 2015; Sørensen et al., 2020). Genom modelleringsstudier har man visat att exponeringen av organiska föreningar som sorberats av mikroplast är negligerbara i förhållande till föda (Koelmans et al., 2016). Enligt Sørensen et al. (2020) är det främst koncentrationen av polyaromatiska kolväten (PAH) som är lösta i vattnet som bidrar till ackumulation och biotillgänglighet. De lade även fram förslag om att ackumulationen påverkas mycket av vilken art man studerar då vissa arter är mer resistent än andra.

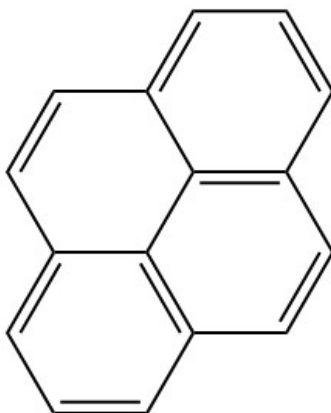
2.2 Organiska miljögifter

Enligt Naturvårdsverket (2019f) definieras organiska miljögifter som ämnen som är särskilt skadliga för människan, djur och miljö. Därtill kommer dessa ämnen nästan enbart från mänsklig verksamhet. En mängd olika organiska miljögifter kan härledas

från fordon och fordonstrafiken, där miljögifterna ibland har förmågan att vara stabila och till och med bioackumuleras (Markiewicz et al., 2017). I denna rapport kommer främst tre olika typer av organiska miljögifter att studeras från fallstudien i Gårda: Polycykliska aromatiska kolväten (PAH), ftalater, och alifater.

2.2.1 PAH

Polycykliska aromatiska kolväten (PAH) är ett samlingsnamn på en grupp kemikalier som innefattar över hundra olika ämnen. Gemensamt för alla ämnen är att de består av en eller flera aromatiska kolväteringar, samt deras förmåga att påverka mänskligt DNA, i olika utsträckning, och kan därmed vara en bidragande faktor till utvecklingen av cancer (Kemikalieinspektionen, 2016). I Figur 1 nedan redovisas ett av de ämnen som ingår i gruppen för PAH, pyren, som består av fyra kondenserade bensenringar.



Figur 1: Struktur hos pyren, ett polyaromatiskt kolväte

PAH bildas t.ex. när kol eller kolväten värms upp men inte genomgår fullständig förbränning till koldioxid och vatten på grund av att det inte finns tillräcklig tillgång till syre. En möjlig bildning av PAH är därför i en förbränningsmotor i en bil. Föreningarna är fettlösliga och vissa även bioackumulerande, dessutom är de svårnedbrytbara vilket genererar ett stort spridningsområde innan de till slut bryts ned (Kemikalieinspektionen, 2016).

Hur toxiskt en molekyl från PAH-föreningarna är beror dels på molekylvikt och dels på föreningens struktur. Generellt gäller att PAH med hög molekylvikt är mer toxisk än de med låg molekylvikt med avseende på bioackumulation. Däremot har de

låg-molekylära molekyler har större vattenlöslighet gentemot de hög-molekylära PAH-föreningarna (Kemakta Konsult AB Institutet för Miljömedicin, 2017). PAH binder även till andra partiklar när de befinner sig i vattenlösning och faller ner som sediment, där de kan bli kvar en lång tid. Det kan därför vara extra känsligt för vattenlevande organismer nära källor för PAH, där många av dessa föreningar kan ansamlas för att sedan anrikas högre upp i näringskedjan (Kemikalieinspektionen, 2016).

PAH-föreningar används främst som en komponent i olika typer av blandningar i kol- och oljeprodukter, till exempel i högaromatiska oljor, HA-oljor (Kemikalieinspektionen, 2016). Oljorna används främst vid tillverkning av gummi och som en komponent i bildäck, för att minska viskositeten på materialet men även som tillsatsmedel. Tillsatsmedlet bidrog därför till att utsläppet av PAH ökade, och kemikalierna spreds till miljön via däckslitage från trafiken. På EU-nivå togs därför ett beslut i juni 2005 om att begränsa den tillåtna mängd cancerframkallande PAH i oljor för utfyllnad i däcktillverkning. Beslutet trädde i kraft 1 januari 2010.

Vid bedömning av halterna av PAH tas 16 olika kemikalier ut för haltbestämning. Dessa ämnen, samt vilken grupp de tillhör finns listade i Tabell 1 nedan.

Tabell 1: Tabellen visar hur indelningen av PAH:er är för bedömning av halter

Grupp	Ingående ämnen
PAH-L	Naftalen, acenaften, acenaftylen
PAH-M	Fluoren, fenanten, antracen, fluoranten, pyren
PAH-H	Bens(a)antracen, krysen, bens(b)fluoranten, bens(k)fluoranten, bens(a)pyren, dibens(a,h)antracen, benso(g,h,i)perylen, indeno(1,2,3-cd)pyren

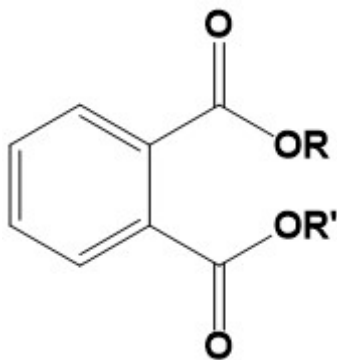
Indelningen grundar sig på molekylstorlek, där -L, -M och -H står för låg-, mellan- respektive hög molekylvikt. De olika grupperna skiljer sig från varandra, men har gemensamma fysikalisk-kemiska och toxikologiska samt ekotoxikologiska egenskaper inom gruppen (Naturvårdsverket, 2009). Halterna av de olika ämnena klassas enligt Naturvårdsverket i fem olika klasser där klass 1 är mycket låg halt och klass 5 är mycket hög halt (Naturvårdsverket, 2020a).

I en tidigare fallstudie gjord i samma område i Gårda som denna studie, beräknades med hjälp av *substance flow analysis*, substansflödesanalys, hur stora flöden av, samt från vilken källa, olika typer av trafikrelaterade organiska miljögifter härrörde från

(Markiewicz et al., 2017). Studien kom fram till att de största källorna av trafikrelaterade PAH-utsläpp som hade möjlighet att nå dagvattenanläggningen främst var motoravgaser, däckslitage och motorolja. Studien visade också att bara 2-6% av det årliga utsläppet av PAH/ha transporterades från vägtrafiksutsläppen till dagvattnet, om än dock att detta utsläpp innehöll en större del av de mer farliga PAH:erna.

2.2.2 Ftalater

Ftalater är en kemikalie som framförallt används som mjukgörare i plast eller gummi (Kemikalieinspektionen, 2019). Mjukgöraren är däremot inte bunden till produkten och kan därför läcka ur materialet (Naturvårdsverket, 2017b). I Figur 2 nedan visas kemisk struktur för en generell ftalat, där R och R' anger olika linjära kolkedjor som varierar i längd för olika ftalater.



Figur 2: Generell kemisk struktur på en ftalat. R och R' betecknar kolkedjor som varierar i antal kol från ämne till ämne

Ur en kartläggning gjord av Kemikalieinspektionen (2014) hittades ftalater som DINP, diisodecylftalat och DEHP, dietylhexylftalat i tillverkningen av bildäck där den förstnämnda anses som mindre farlig (Kemikalieinspektionen, 2019) medan den senare sedan februari 2015 är totalförbjuden inom EU (Naturvårdsverket, 2017b). Anledningen till förbudet är att kemikalien är giftklassad och djurstudier visat att exponering för ftalaten kan påverka både leverfunktion och reproduktionsförmåga.

Ämnena som ftalater har lätt för att adsorberas till suspenderat material i vatten och därmed också dagvatten. Därför kan ftalater vara en faktor i en så kallad *nonpoint-source pollution* i dagvattenssediment (Björklund et al., 2009). Nonpoint-source pollution är när en förorening i naturen har uppkommit tack vare att olika typer av

ämnen samlats och blandas ihop på ett gemensamt ställe, exempelvis ett vattendrag eller atmosfären.

Tidigare fallstudier av sedimentationsanläggningen i Gårda, med fokus på bland annat ftalater, har visat på en ökad koncentration av dessa genom anläggningen (Björklund et al., 2009). Dessutom visade studien att av dessa ftalater var de höga koncentrationer av ftalater så som DINP och DEHP, framförallt i de senare brunnarna.

2.2.3 Alifater

Alifatiska föreningar är organiska föreningar som innefattar alkaner, alkener eller alkyner. Benämningen används främst för att särskilja alifater från aromatiska kol-föreningar och alifater har inte heller samma typ av stabilitet som infinner sig hos de cykliska (Martin, 2010).

2.3 Metaller

Metaller finns naturligt i naturen i berg, jord och vatten men kan också komma från mänsklig påverkan till exempel från industrin eller trafiken (Naturvårdsverket, 2019d). Metaller kan vara både essentiella och icke-essentiella för biologiskt liv. Naturvårdsverket (2019d) menar dock att metallerna vanligtvis blir skadliga först när de finns i för låga respektive för höga halter i ett område. Definitionen av höga och låga halter varierar beroende på vilken metall som avses. Vid analys är det därför intressant att jämför halterna i analysobjektet mot normala värden som fås från litteraturvärden. Dock spelar andra faktorer in utöver metallhalt för att avgöra påverkan på miljön, till exempel pH. För vattenlevande organismer har metaller generellt störst skadlig påverkan i mjukt vatten, det vill säga vatten med få kalcium- och magnesiumjoner, som dessutom har lågt pH samt låg närings- och humushalt (Naturvårdsverket, 2019d). Spridningen av metaller kan påverkas av till exempel topografi, trafiksammansättning, beläggningstyp, dagvattenhantering, trafikvolym, väderförhållanden och vegetationsstruktur. Metaller kan också ansamlas vid snö i en tätort. Biltvätt bidrar även till stora utsläpp av metaller (Folkeson, 2005). I följande avsnitt kommer kortare beskrivningar av metaller som går att finna i dagvatten. Metallerna är följande; arsenik, bly, järn, kadmium, koppar, krom, nickel och zink.

2.3.1 Arsenik

Arsenik är en halvmetall som går att hitta naturligt i bergarter och jord i Sverige (Naturvårdsverket, 2019a). Via urlakning av bergarter förekommer även arsenik i

grundvatten (Ejhed et al., 2018). Arsenik är väldigt giftigt både för miljön och för organismer. Ämnet är cancerframkallande och långvarig exponering kan ge upphov till bland annat tumörer samt hjärt- och kärlsjukdomar (Naturvårdsverket, 2019a). Användningen av arsenik har idag minskat på grund av dess giftiga egenskaper men används inom metallindustrin och till liten del inom färgindustrin (Ejhed et al., 2018).

2.3.2 Bly

Bly är en metall som kan vara skadlig för djurlivet om det återfinns i till exempel sjöar. Ämnet kan påverka nervsystemet hos både djur och människor. Blyet kan till exempel finnas i skaldjur. En förorening av bly till en sjö kan komma från bränsle och katalysatorer men är idag mer ovanligt eftersom det finns blyfria alternativ. Spridningen kan ske via luften eller från punktkällor där ämnet använts under en lång tid till exempel vid en fabrik. Idag används bly främst till bilbatterier och liknande produkter (Naturvårdsverket, 2019b).

2.3.3 Järn

Järn kan sprida sig från olika typer av korrosion bland annat korrosion av fordonsdelar (Folkeson, 2005). Löst järn och höga DOC-halter bidrar till brunare sjöar och vattendrag. I Norden har järnhalten ökat i många sötvattenssjöar (Kritzberg et al., 2020). En lagom halt av järn och DOC är däremot inte skadligt för det akvatiska livet i sjöar. Den bruna färgen kan skydda mot skadliga UV-strålar och öka fiskproduktionen eftersom organiska ämnen ger energi och näring. Blir halterna däremot för höga kan sikten för rovfiskar försämrats och deras tillväxt kan hämmas (Kritzberg et al., 2020).

2.3.4 Kadmium

Kadmium är en icke-essentiell metall och för höga halter i kroppen kan leda till exempelvis njurskador och cancer. I miljön är den också skadlig eftersom den inte bryts ned av något i naturen. Kadmium finns visserligen naturligt i jorden men en ökad halt kan leda till att ekosystem rubbas. Ämnet är också giftigt för mikroorganismer och vattenlevande djur. Föroreningar till luft kommer främst från förbränning av fossila bränslen och felsorterade sopor eller från metalltillverkning (Naturvårdsverket, 2019c).

2.3.5 Koppar

De största utsläppen av koppar till luften kommer från trafiken och de största utsläppen till vatten sprids via avloppsreningsverk (Naturvårdsverket, 2019d). Koppar finns i bilar bromsbelägg och i gummidäcken. Utsläppet uppstår vid inbromsning. En för hög halt av koppar kan bli skadligt för vattenlevande organismer men alltför låga halter är inte heller fördelaktigt. Koppar tillhör de essentiella metallerna (Naturvårdsverket, 2019d).

2.3.6 Krom

Krom används i stor utsträckning inom industrin bland annat i rostfritt stål (Ejhed et al., 2018). Krom är en essentiell metall men kan bli skadlig, likt de flesta essentiella metallerna, om den återfinns i för höga halter. Toxiciteten beror av formen på krom till exempel är krom med oxidationstal sex mest toxiskt och kan ge upphov till bland annat cancer och reproduktionsstörningar.

2.3.7 Nickel

Nickel används vanligtvis som legeringsmedel eftersom ämnet är motståndskraftigt mot rost (Ejhed et al., 2018). Ämnet finns i mineraler i berg men i små mängder i Sverige och är därför inte värt att bryta ut. Luftburen nickel kommer främst från förbränning av fossila bränslen i pappersmassa- och metallindustrin. Nickel går också att finna i bromsbelägg, däck och bilkarosser hos äldre bilar samt i asfaltsbeläggning. Nickel är en essentiell metall men behövs endast i små halter för växter och djurs tillväxt. Höga halter kan tvärtom förgifta marker och därmed hämma grobarheten.

2.3.8 Zink

Zink tillhör de essentiella metallerna men i en alltför hög halt i dagvatten kan ämnet bli skadlig för vattenlevande organismer, för definition av hög halt se Tabell C.26. I malmområden finns metallen redan i förhöjda halter men dessa halter kan bli ännu högre vid nedfallande luftburet zink (Naturvårdsverket, 2018). Utsläppen till luft kommer främst från förbränning av biomassa för el- och värmeproduktion men en betydande del kommer även från däckslitage (Naturvårdsverket, 2019e). Zink finns bland annat i gummidäck, dubbdäck och galvaniserad vägutrustning. Zink kan också spridas från korrosion från fordonsdelar (Folkeson, 2005). Statistik visar dock att mycket tyder på att föroreningar från luftburen zink har minskat sedan 1996 (Naturvårdsverket, 2018).

2.4 Trafik

Idag kommer den största delen av all mikroplastförorening i Sverige från trafiken (Naturvårdsverket, 2017c). Partiklarna kommer i huvudsak från vägbeläggning, vägmärkningar och bildäck. Dessa nöts framförallt sönder i bruks- och underhållsstadiet, där parametrar som påverkar nedbrytningen är slitage mellan friktionsytor som ojämn körning, start-stopp, rondeller, bromsning, plogning men också väder och vind.

2.4.1 Asfalt

Asfalt är en förkortning av asfaltbetong, som används på gator och vägar för att öka framkomligheten. Asfalt består till huvudsak av två komponenter, bindemedel och stenmaterial, men för att uppnå önskade egenskaper adderas tillsatsmedel. År 2019 lades 1035 mil asfalt av varierande sammansättning på Trafikverkets vägar (Trafikverket, 2020).

Bindemedlet, som används idag, utvinns från råolja och kallas för bitumen. Till skillnad från de tidigare bindemedlen som stenkolstjära har bitumen både en god vidhäftningsförmåga men också en god åldersbeständighet (Sörensen & Wichert, 2009). Den största åldringen kommer under beläggningen av asfalt då höga temperaturer i samband med syre sänker mjukhetstemperaturen i bindemedlet. Tillräckligt höga temperaturer för uppmjukning kan även uppkomma under soliga dagar. Under dessa dagar kan översta lagret, upp till 5 μm , nötas bort (Redelius, uå) och efter detta lämna en slitstark yta av sten-ballast som hädanefter skyddar vidhäftningen från väder. Ballast kallas de grus- eller krossmaterial som utgör den största delen av asfaltsmassan. Denna står för hela hållfastheten i produkten. I Sverige används uteslutande krossmaterial som ballast, till skillnad från tidigare, då naturgrus och isälvsmaterial användes (Sörensen & Wichert, 2009).

Tillsatsmedel har möjligheten att ge asfalten de egenskaper som entreprenaden önskar. De används bland annat till att minska behovsmängden genom att möjliggöra tunnare asfaltslager, bättre hållfasthet i höga temperaturer eller möjlighet till återbruk. Tillsatserna brukar ofta bestå av polymerer i form av naturgummi eller termoplast (Redelius, uå).

2.4.2 Vägmålning

Vägmärkningar används för att skapa trygghet i form av visuell ledning och information om kommande åtgärder som körfältsbyte eller väjningsplikt (Trafikverket, 2004). De kan delas upp i längsgående och tvärgående märkningar, där de längsgå-

ende bland annat består av körfältslinjer eller kantlinjer och tvärgående exempelvis är stopplinjer eller väjningspliktsmarkeringar. Generellt är tjockleken för tvärgående 3 mm och mellan 0,4 och 4 mm för långtgående. Hur markeringarna ska se ut och var de ska placeras redovisas i *vägar och gators utformning* (VGU) (Trafikverket, 2004).

Markeringarna har en livslängd på ca 2-5 år för vägar med hög belastning, men på vägar med lägre belastning målas de om efter behov. Det är känt att höger kantlinje och körfältslinjerna är mest utsatt för nötning säger U. Söderberg från Trafikverket (Personlig kommunikation, 2a Mars 2020). I Sverige används årligen uppskattningsvis över 21 000 ton vägmärkningsfärg, de innefattar termoplast och färgmarkeringar (Sundt et al., 2014). Vägfärg består av harts, dispersionsmedel, mjukgörare, pigment, tillsatsmedel och fyller. Exempelvis kan fillern bestå av CaCO_3 och tillsatser som vax-mineralolja utan silikon (Fatemia et al., 2006).

2.4.3 Däck

Bildäck består av en blandning av naturligt och syntetiskt gummi samt tillsatser som bland annat kimrök som tillsätts för skydda däcken mot solljus. För att däcken ska hålla formen gjuts de runt en stålarmring samt en väv av nylon- och bomullstyng som ska bibehålla däckets form under höga hastigheter, dessa två utgör däckets stomme. För att uppnå önskade egenskaper används ibland dubbar för att öka friktionen mot isiga vägar.

Under ett däckes livstid kommer ca 20% av dess vikt att nötas ned till mikroplast (Renberg, 2014). Mellan 0,05 - 0,10 g/fordon km nöts bort från personbilar vid normala körförhållanden, men nötningen kan uppgå mot 10 g/fordon km vid hård körning (Boulter, uå). Det totala utsläppet av mikroplast från däck motsvarar ungefär 7674 ton/år i Sverige (Gustafsson, 2001).

2.5 Flödesberäkningar

Flödesmängden beror direkt av nederbördens intensitet, ytornas areal, bebyggelsen etc. Det finns olika metoder för att beräkna dagvattenflöden, exempelvis rationella metoden som är en datorsimulering eller tid-area metoden. Om området är < 20 ha, är det lätt att modellera och om hela området bidrar med avrinning fungerar rationella metoden bäst. För större eller mer invecklade områden fungerar tid-areametoden eller ett simuleringsprogram bättre. Rationella metoden beräknas enligt Ekvation 1 och 2 (Svensson, 2017).

$$q_{dag} = A \cdot \phi \cdot i(t_r) \cdot k_f \quad (1)$$

$$i(t_r) = 190 \cdot \sqrt[3]{T} \cdot \frac{\ln(t_r)}{t_r^{0,98}} + 2 \quad (2)$$

Där q är flöde i l/s, A är avrinningsyta i ha, ϕ är avrinningskoefficienten, i är regnintensiteten i l/s · Ha, t_r är regnvaraktighet eller koncentrationstiden i minuter, k_f är klimatfaktorn och T är återkomsttiden i månader.

2.6 Föroreningsmängd

Med hjälp av Ekvation 3 kan förorenings mängd som släpps ut i recipient uppskattas (Andersson-Sköld et al., 2007).

$$Belastning = A \cdot Nederbord \cdot \phi \cdot C \cdot Omvandlingsfaktor \quad (3)$$

Där belastningen är i kg/år, nederbörden är i mm/år, A är arean är i m², ϕ är avrinningskoefficienten, C är koncentration föroreningen i µg/l och omvandlingsfaktorn är 10⁻⁹.

3 Metod

Arbetet har använt sig av en litteraturstudie, standardiserade analysmetoder, olika typer av utrustning men även ett egendesignat lakningstest. I kapitlet nedan finns i Avsnitt 3.1 en beskrivning av platsen där fältstudien utfördes. Avsnitt 3.2 beskriver hur provtagningen gick till och Avsnitt 3.3 ger detaljerad information på utförandet av laboratoriearbetet, analyserna och lakningsexperimentet. Beräkningarna över dagvattenflödet och uppskattning av mängden föroreningar som spolas ut med regnvattnet ges i Avsnitt 3.4. Slutligen presenteras utförandet av litteraturstudien i Avsnitt 3.5.

3.1 Fältstudieplats

Provtagningen skedde på förmiddagen den 25 februari 2020, rådande förhållanden kan alltså antas vara vinterväglag. Nedan i Figur 3 visas en översiktsbild på provtagningsområdet där brunnarna är numrerade.

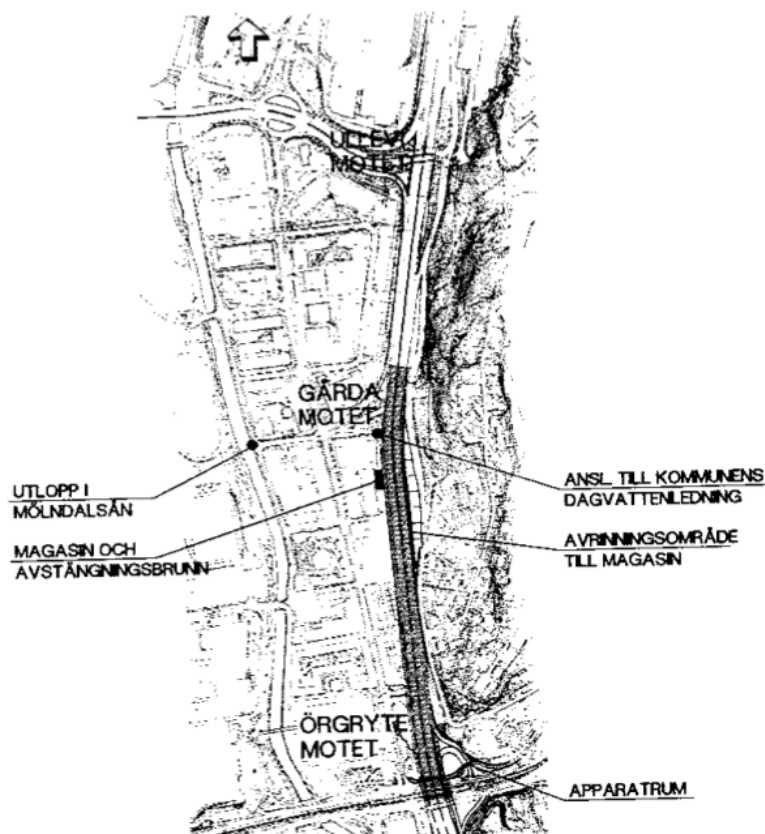


Figur 3: Översiktsbild av området i Gårda, Göteborg där provtagningen ägde rum. Brunnarna är numrerade 1-7 (Fotograf: Ofelia Carlsson)

3.1.1 Avrinningsområde

Platsen som var utvald för provtagning ligger i Gårda, Göteborg. Här finns en sedimentationsanläggning med avrinning som endast består av dagvatten från Europaväg 6 och diken som visas i Figur 4, detta gör platsen optimal för att studera partiklar i vägdagvatten. Avrinningsytan uppskattas till 20 000 m² asfaltsyta av totala 52 000 m², se i Figur 4.

Trafiken i området är hög och blandad, ett *årsdygns trafik*, ÅDT uppskattas med hjälp av Trafikverkets vägtrafikflödeskarta till ungefär 104 000 fordon per dygn (Trafikverket, 2019), av dessa är ca 12 000 lastbilar. Med ett ÅDT > 20 000 klassas vägen som hårt belastad och kommer troligen att kräva flera typer av rening för att uppnå reningskraven (Göteborgs stad, 2017).

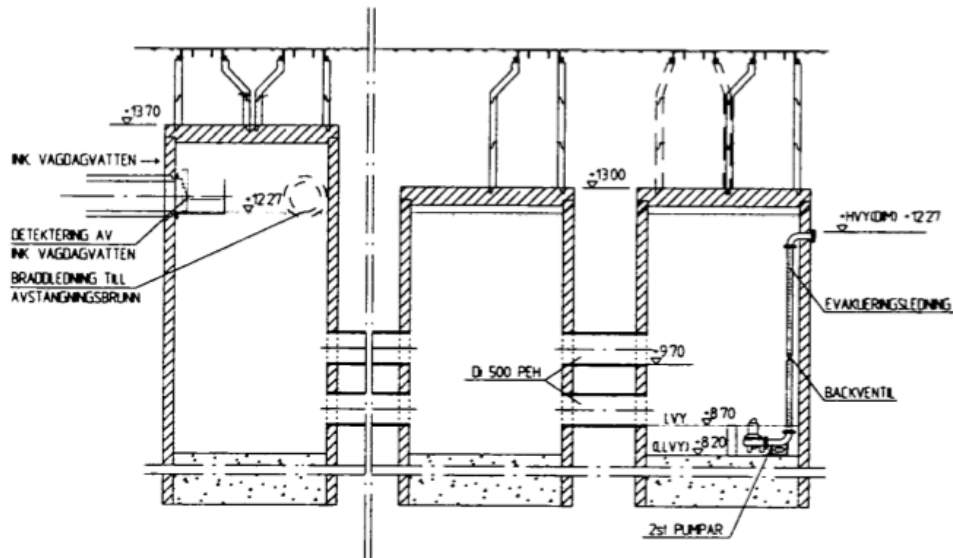


Figur 4: Avrinningsområdet från Europaväg 6 och sedimentationsanläggningen (Vägverket, 2000). Gårda, Göteborg.

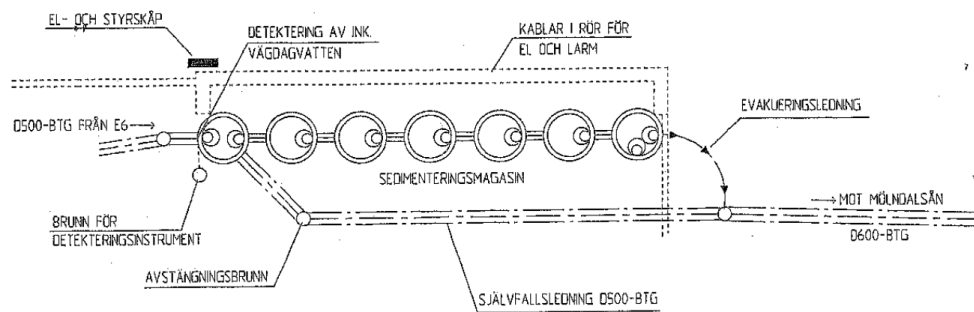
3.1.2 Anläggning

Sedimentationen sker i sju brunnar som ligger efter varandra i följd, se Figur 5 och 6. Dessa har till uppgift att rena vägdagvattnet från upptagningsområdet genom att låta partiklar i vattnet sedimentera i 40 h åt gången. Anläggningen har även möjlighet att hindra andra mer akuta föroreningar att nå recipient vid händelse av trafikolycka, då anläggningen är utrustad med oljedetektorer (Jakobsson, 2003).

Anläggningens tankar har tillsammans den totala volymen av 122 m³. Det går att utläsa i Figur 5 att den första brunnen är något större än de övriga och att den sista brunnen är försedd med två stycken pumpar (Jakobsson, 2003). Avsikten med de två pumparna är att de ska turas om att pumpa ut det reade vattnet till självfallsledningen som leder vidare till recipienten Mölndalsån, se Figur 5.



Figur 5: Sedimentationsanläggningen i Gårda, Göteborg i ett tvärsnitt (Vägverket, 2000).



Figur 6: Sedimentationsanläggningen i Gårda, Göteborg, sedd från ovan. (Vägverket, 2000).

Det finns en inbyggd bräddning i systemet, denna har till avsikt att låta orenat vatten passera ut i recipient vid för höga flöden, det vill säga om brunnarna är fyllda och

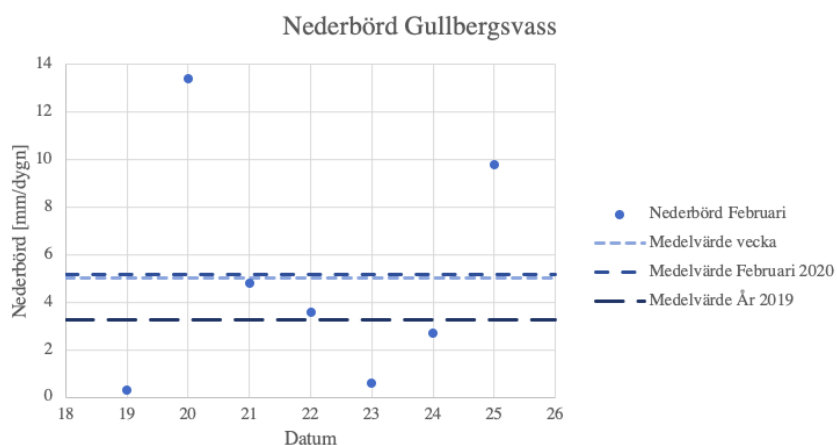
sedimentation pågår. Bräddningen går att se i Figur 5, där den återfinns i brunn 1 och är försedd med en avstängningsmöjlighet.

Det visade sig under arbetet med vägbreddningen att pumparna programmerats fel och att uppehållstiden i anläggningen inte alls uppkom till 40 h (Jakobsson, 2003), om felet sedan är åtgärdat framkommer inte.

3.1.3 Väderdata

Dagarna innan provtagningen innehöll en del nederbörd och redovisas i Figur 7. På provtagsdagen kom nederbörden som snö (SMHI, 2020b).

För vidare förståelse av mängden nederbörd visas värden från vecka 9 tillsammans med samma veckas, månadens och årets medelvärde i Figur 7. Värdena är uppmätta i en av SMHI:s mätstationer som är belägen i området Gullbergsvass, vilket är den närmsta av de två mätstationer som är placerade i centrala Göteborg.



Figur 7: Nederbördsmängd samt veckans, månadens och årets medelnederbörd i området runt Gårda, Göteborg. Data hämtad från SMHI (SMHI, 2020b).

Den kraftigaste nederbördsklassen kallas för skyfall. SMHIs definition av skyfall är då nederbörden uppgår till 50 mm/h eller 1 mm/min. Klimatförändringarna förväntas ge mer intensiva regn under kortare tid, med detta menas nederbörd som varar <1h. Detta förväntas att bero på att en varmare atmosfär kan hålla mer vattenånga vilket leder till kraftigare nederbörd. Under kommande 100 åren har SMHI uppskattat att årsnederbörden kommer att öka med 20-60 % jämfört med den andra hälften i

förra seklet (SMHI, 2020a). Detta kommer bland annat att leda till att 10-årsregnen kommer öka med 10% till 2050 och 25% till 2100 (SMHI, 2017).

3.1.4 Recipient

Vattnet från anläggningen mynnar ut i Mölndalsån, se Figur 4 och 6. Enligt Göteborgs stad är Mölndalsån klassad som en känslig recipient på skalan mycket känslig - känslig och mindre känslig (Göteborgs stad, 2017). Eftersom den klassas som känslig kommer vissa krav att ställas på vattenreningen.

3.2 Provtagning

Vid provtagningen på sedimentationsanläggningen avlägsnades lock och skyddsgaller av en skyddskonsult. Provtagningen inleddes med insamling av vatten för att sedan ta upp sediment ifrån brunnarna. Vattenproverna var tvungna att tas först för att inte röra upp sediment som då skulle påverka andelen löst material i vattnet. Dessutom, på grund av flödet genom anläggningen togs de, i största möjliga mån, uppströms. I följande ordning: brunn 6, 5, 3, 2, 1, 7 och sist brunn 4. Där brunn 7 är brunnen innan utloppet och brunn 1 är brunnen efter inloppet.

Innan provtagningen började, mättes vatten- och sedimentnivåerna upp. Både vatten- och sedimentnivån togs fram med ett klucklod, dock var det svårt att mäta var sedimentet började och detta blev mer en uppskattning. Därefter togs vattenproven med en vattenprovtagare, se Figur 8. Provtagaren sänktes ned med hjälp av en lina, när kolonnen var ungefär i mitten av vattenskiktet stängdes provtagaren igen med hjälp av en vikt (*messenger*). Detta upprepades flera gånger för att fylla alla provflaskor. Proverna tappades upp i glasflaskor för provtagning av plast och bitumenpartiklar samt i plastflaskor för övriga analyser. Ett prov från varje brunn analyserades på plats, med hjälp av en HI-9829 multiparameter, som samlats upp i en plastflaska. De kemiska parametrarna som analyserades på plats var: pH, turbiditet, konduktivitet, löst syre (dissolved oxygen), temperatur, redoxpotential, total löst material (*total dissolved solid*) och salinitet.



Figur 8: Bild på vattenprovtagaren som är av typ Ruttner. Provtagaren användes under provtagningen i Gårda, Göteborg. (Fotograf: Ofelia Carlsson)

Sedimentprov togs med två olika typer av provtagare. För provet som ska vidare analyseras på Particle Vision i Schweiz användes en rörprovtagare, Beeker sampler (*core sampler*) som visas i Figur 9, och för prov som analyseras för metaller, PAHer, alifater och ftalater användes en Ekman-provtagare (*grab sampler*) som visas i Figur 10. Sedimentet taget med en rörprovtagare samlades in i syltburkar av glas för att inte kontaminera proven med plast, prover tagna med Ekman-provtagaren samlades upp i plasthinkar för att så snabbt som möjligt tas till labb och överföras till glasburkar, plastburkar och aluminiumformar.



Figur 9: En rörprovtagare av typ *Beeker sampler* som användes vid provtagningen av sedimentet i Gårda, Göteborg. (Fotograf: Ofelia Carlsson)



Figur 10: Vid provtagningen i Gårda användes även en Ekmanhuggare som visas på bilden. (Fotograf: Ofelia Carlsson)

3.3 Laboratoriearbete

Laborationsarbetet på WET-labbet på Chalmers inleddes med att sedimentproven som uppsamlats i plasthinkar delades upp i mindre bägare. Innan proven kunde delas upp blandades sedimentet till ett så homogent material som möjligt för att få ett så representativt resultat som möjligt. Proven placerades därefter i plastbägare för analys av metaller på Chalmers och glasburkar för LOI, PAH, alifater och ftalater som skickades till ALS Scandinavia AB för analys. Allt sedimentet som blev över efter uppdelningen placerades i aluminiumformor med papperslock för att frysas in till eventuella senare studier.

Vattenproven som uppsamlats i glasflaskor skickades dels iväg till Eurofines Water Testing Sweden men även till Statens väg- och transportforskningsinstitut (VTI) för vidare analys av partiklar. Proverna som uppsamlades i plastflaskor ställdes för förvar i WET-labbet. Utöver detta skickades ett fåtal prov till ett laboratorium i Schweiz för analys av mikroplaster i sedimentproverna.

3.3.1 Sedimentprov

Sedimentproverna analyserades med *loss on ignition* (LOI). Inför mätning av LOI placerades blött sediment från brunnarna i sju stycken muffinsformor av aluminium. Vikten beräknades genom att subtrahera vikten av muffinsformarna. Formarna placerades sedan i 105 grader i ugn för att torka i fyra dagar. Vikten på torkat sediment noterades. Till sist förbrändes sedimentet till aska vid 550 grader och vikten noterades. Det gick därefter att få ut andelen organiskt material i provet genom att subtrahera vikten för askan med vikten för det torkade sedimentet.

Sedimentprov från brunn 3 och 6 skickades iväg till Particle Vision i Schweiz för att analysera vad sedimentet innehåller. För analysen använde de SEM/EDX-teknik. EDX står för *energy-dispersive X-ray spectroscopy* och är en kvalitativ analysmetod för att bestämma ämneshalten i olika prover.

3.3.2 Vattenprov

Två olika typer av vattenprov analyserades, vattenprover från de sju brunnarna i Gårda och kranvatten som genomgått kolonnlakning, se avsnittet kolonnlakning. De obehandlade vattenproverna från de sju brunnarna analyserades utifrån olika parametrar; *DOC*, *TOC*, *partikelstorlek*, *zeta-potential*, *TSS* och *HACH-color*. Vid behov av filtrering, om inte annat filter nämns, användes ett *Sterile syringe filter w/0,45 µm polyethersulfone membrane*.

Inför mätning av mängden upplöst kol, DOC, filtrerades proverna för att ta bort större olösta partiklar. Partiklar under $0,45\ \mu\text{m}$ ansågs vara lösta i vattnet. Ofiltrerade prover analyserades direkt vid mätning av det totala kolinnehållet, TOC. Sju prover för DOC respektive TOC förbereddes, ett prov för varje brunn i Gårda. En ml av alla prover späddes med 7 ml MQ-vatten för att förenkla analysen eftersom proverna rent visuellt såg väldigt smutsiga ut och därför misstänktes ge höga halter på DOC och TOC.

När fördelningen av partikelstorlek skulle analyseras, med hjälp av DLS, användes en *Particle Analyzer: Lightsizer 500* av märket Anton Paar. Kyvetter innehållande filtrerade prover från brunnarna fylldes med cirka 2 ml av varje prov och späddes med MQ-vatten. Partiklarnas storleksfördelning fås genom att Litesizern strålar en laserstråle genom kyvetten vilket bidrar till en separation där större partiklar färdas långsammare än mindre partiklar och ljusets spridning mäts.

Zeta-potentialen analyserades sedan för proverna med hjälp av *Particle Analyzer: Lightsizer 500* av märket Anton Paar. Potentialen kan avgöra hur stabilt systemet är, det vill säga hur benägna laddade partiklar är att bilda större kluster eller till att lösa sig i vattnet. Proverna skakades väl innan analys och filtrerades ned i kyvetter.

För vattenproverna från samtliga brunnar i Gårda analyserades dessutom TSS. Proverna sugfiltrerades med filter som var av mikrofiber av glas med namnet GF/C Whatman med en diameter på 47 mm och en porstorlek på 1.2 mikrometer. Filtrena rengjordes först genom bränning för att få bort organiskt material. För första provet användes 100 ml från vatten från brunn 1 och för resten av de sex proverna användes 50 ml. Anledningen till detta var att proverna innehöll mer partiklar än förväntat och mängden filtervatten minskades därför i resterande prover. Filtrena placerades i sju muffinsformar av aluminium och torkades i ugn i två timmar på 105 grader.

Till sist mättes även HACH-color i vattenproverna. HACH-color är en standardiserad metod där färgen på ett prov jämförs med kända koncentrationer av färgade prover. Ämnen som ger mycket färg är till exempel mangan och järn. För att mäta HACH-color användes en *DR/890 colorimeter*. Proverna jämfördes med färgen för MQ-vatten. Desto mer färgproverna hade desto mer förorenade var proverna. Enheten för mätning av Hach-color är *Pt-Co* vilket står för platina-kobolt.

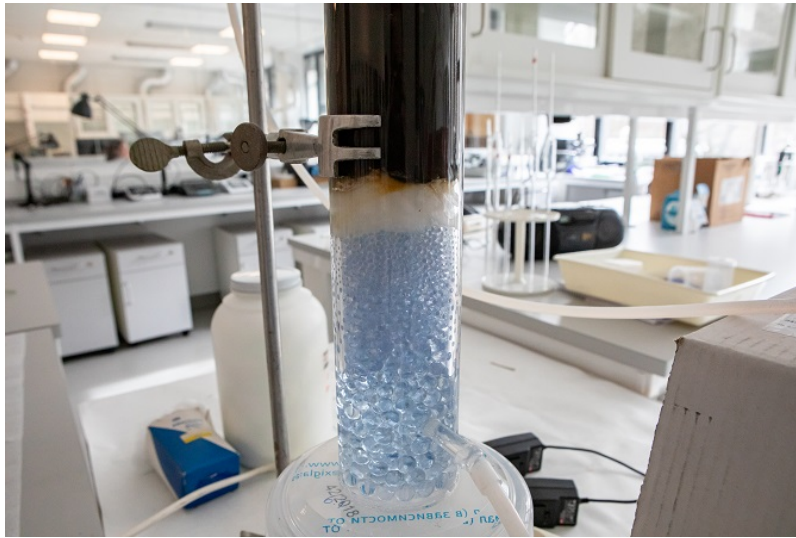
Utöver ovanstående parametrar analyserades vattenproverna även med en metallanalys och med jonkromatografi, IC. Inför detektionen av metaller förbereddes både ofiltrerade prover och prover filtrerade med ett Sterile syringe filter w/ $0,45\ \mu\text{m}$ polyethersulfone membrane. 2 ml av alla prover späddes sedan med 7,2 ml MQ-vatten och 8 μl 65-procentig salpetersyra. Syran tillsattes för att den fungerar som ett konser-

vationsmedel och får metallerna att lösa sig i vatten. Det hindrar därmed metallerna från att fällas ut i salter. Inför IC analysen mättes konduktiviteten i proverna. Konduktiviteten låg inom området 3000 mS/cm och späddes därför med 20 ml MQ-vatten per ml prov för att få en konduktivitet under 200 mS/cm. För att aktivera proverna tillsätts 10 ml av en lösning med 2 M ammoniumacetat och MQ-vatten. För att filtrera bort alla metaller användes ett *Dionex Onguard H cartiges* filter tillverkade av Thermo Scientific. Jonkromatografen var av märket *Dionex ICS Series*.

Även för vattnet från sedimentationsbrunnarna skickades det iväg prover till Particle Vision i Schweiz för att analyseras med SEM/EDX-teknik där EDX står för *energy-dispersive X-ray spectroscopy* och är en kvalitativ analysmetod för att bestämma ämneshalten i olika prover.

3.3.3 Kolonnlakning

Två kolonner specialbeställdes inför lakningstestet från RB Glas & Plast, se Figur A.1 för ritningen på kolonnen. I botten lades glaskulor i fyra olika storlekar, de största längst ner i botten och sedan succesivt mindre för att förhindra igensättning av partiklar, i Figur 11 visas upplägget i kolonnen. Ovanpå glaskulorna lades sedan ett lager med glasfibrer. Sediment från brunn 3 och 6 hölls därefter ner i kolonnerna och vatten pumpades sakta ner i kolonnen för att inte röra upp sedimentet. Till utloppen kopplades en slang av teflon med hjälp av en liten bit silikonslang. Lakvattnet fick sedan droppa ner i en glasbägare, uppställningen av kolonnerna kan ses i Figur 12.



Figur 11: Närbild på hur glaskulorna och glasullen ligger i kolonnen för lakningstestet. Sedimentet i just denna kolonn är från brunn 6. (Fotograf: Ofelia Carlsson)



Figur 12: Bilden visar en översikt av uppställningen för lakningstestet av sediment från sedimentationsbrunn 3 och 6 i Gårda, Göteborg. (Fotograf: Ofelia Carlsson)

Prover på lakvattnet kunde utvinnas en gång i veckan under fyra veckors tid, mängden lakvatten minskade dock succesivt. För varje provtagning mättes volymen och

tiden, analys av TSS, DOC, TOC, metallanalys samt partikelstorleken utfördes på samma sätt som beskrivet i Avsnitt 3.3.1. Även turbiditet, salinitet, pH, konduktivitet, redoxpotential, DO och temperatur uppmättes med en HI-9829 multiparameter. Till de tre sista provtagningarna användes dock två andra instrument för mätning av turbiditet och konduktivitet på grund av att en sensor på multimetern slutade att fungera. För att mäta konduktiviteten användes istället *VWR HCO 304* och för att mäta turbiditet användes *WTW Turbidimeter Turb® 430 IR LED*.

På grund av att lakvattnet rann långsamt ner genom kolonnerna beslutades att ställa upp ytterligare två kolonner i plast, skillnaden var att i dessa blandades det ned glaskulor i sedimentet. Kolonnerna var dock ej nya och rengjordes därför noggrant med destillerat vatten. Glaskulor och glasfibrer lades ner på samma sätt som beskrivet ovan, och ungefärligt samma mängd sediment som de första kolonnerna hälldes upp. Även här kopplades utloppet till en slang av teflon och sattes fast med hjälp av en bit silikon slang. Uppställningen av dessa kolonner gjordes dock för sent vilket gjorde att det inte fanns tid att analysera lakvattnet från sedimentet.

3.4 Beräkningar

Nedan följer förklaringar av indata och antaganden för beräkning av flöde samt föroreningsbelastning.

3.4.1 Flödesberäkningar

För att få en uppskattning över dagvattenflödets storlek i samband med 10-årsregn har det uppskattats med hjälp av Ekvation 1 och 2, antagna värden och beräkningar går att se i Tabell D.29.

3.4.2 Föroreningsmängd

Mängden föroreningar som spolats ut med regnvattnet uppskattades med hjälp av Ekvation 3. Data för årsnederbörd hämtades från SMHI och antas enligt Tabell D.29, avrinningskoefficienterna kommer från svenskt vatten (Svensson, 2017) och koncentrationen av metallförorening togs ur provsvar från brunn 7 och polyaromatiska kolväten från brunn 6.

Veckans nederbördsmängd är summan av veckan inklusive provtagningsdagen. Månadens värde är de summerade nederbördsmängderna för de 30 dagar som ledde upp till provtagningen, inklusive provtagningsdagen. Årets värde är medelvärde av den

årliga nederbörden de senaste 10 åren. 10års-värdet är den summerade nederbörden under de 10 senaste åren. All data är hämtad från SMHI (SMHI, 2020b).

3.5 Litteraturstudie

En litteraturstudie av områdena mikroplaster, organiska miljögifter, metaller och trafik utfördes för att ge en bra grund för att kunna tolka analysresultaten. Studierna utfördes källkritiskt och sökmotorer som Scopus och Google Scholar användes för att hitta vetenskapliga artiklar med hög trovärdighet. Information hämtades även från myndigheter där Naturvårdsverket och Trafikverket är två exempel. En mailkonversation har även förts med en kunnig från trafikverket för att få information som inte hittades via sökningar.

4 Resultat och diskussion

Den data som tagits fram genom laboratoriearbetet presenteras i grafer och tabeller i kapitlet nedan. Avsnitt 4.1 avser resultat från analyser av vattenproverna tagna i Gårda. Avsnitt 4.2 redovisar resultatet från analyserna av sedimentet taget från anläggningen i Gårda. Avsnitt 4.3 ger resultatet från lakningsexperimentet. Slutligen ger avsnitt 4.4 resultatet av beräkningarna för flöden och föroreningsmängd. All data diskuteras dock inte här och finns då att se i Bilaga B.

I resultatet diskuteras endast analyser av ofiltrerade prover av metaller. Analysen av de ofiltrerade proverna prioriterades delvis på grund av att belastningsberäkningarna gjordes på den totala mängden metaller i proverna samt att det inte fanns tid att diskutera både filtrerade och ofiltrerade prover.

4.1 Vattenanalys

Resultatet för de analyser som gjordes under provtagningen ute i fält kan ses i Tabell 2. De parametrar som redovisas är pH, konduktivitet, redox-potential, dissolved oxygen (DO), *total dissolved solid* (TDS), salinitet och turbiditet.

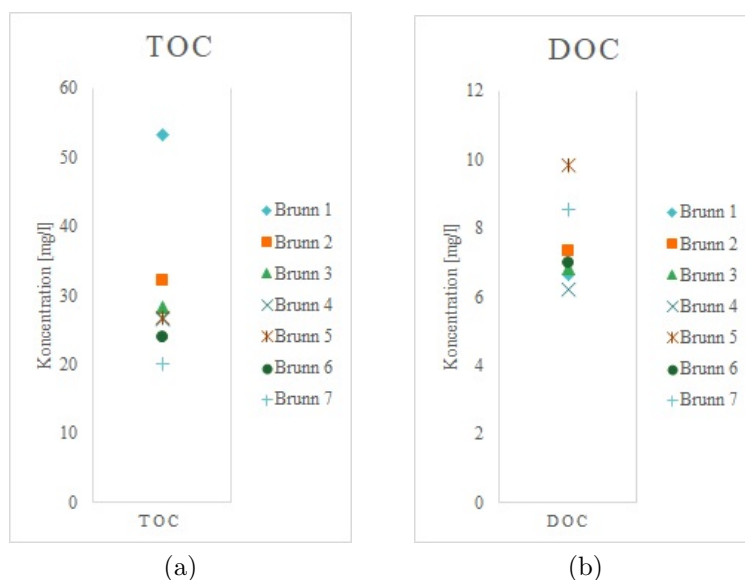
Tabell 2: Tabellen visar en del av den data som togs direkt i fält för vattnet i alla sedimentationsbrunnarna i Gårda, Göteborg med hjälp av en multiparameter. Alla parametrar som analyserades finns i Tabell B.1.

Brunn	pH -	Konduktivitet [μ S/cm]	Redox [mV]	TDS [ppm]	Salinitet [PSU]	Turbiditet [FNU]
1	7,8	1700	120	1400	1,5	870
2	7,9	1700	130	1400	1,5	890
3	7,9	1900	130	1700	1,7	820
4	8	1800	100	1500	1,6	650
5	8	2000	130	1700	1,8	820
6	8	2100	200	1800	1,9	760
7	7,8	2000	120	1800	1,8	560

De flesta mätvärden från tabellen ovan ligger runt samma värden för samtliga av brunnarna. Det som sticker ut mest är turbiditeten för brunn 4 och 7 som är lägre än generellt. Dessa brunnar är dock de som togs sist under provtagningen. Att dessa har avvikande värden är därför underligt, då sediment rördes upp under provtagningen i anslutande brunnar. Värdena på turbiditeten borde i så fall vara högre för brunn 4 och 7 då dessa togs sist. En möjlig förklaring till detta skulle kunna vara att flödet genom anläggningen är så pass högt att vattnet hann bli stilla igen under tiden för vår provtagning.

Dessutom återfinns ett samband mellan konduktivitet, salinitet och TDS, vilket tyder på att det är partiklar i vattenproverna, och att dessa är salter eller liknande som leder ström.

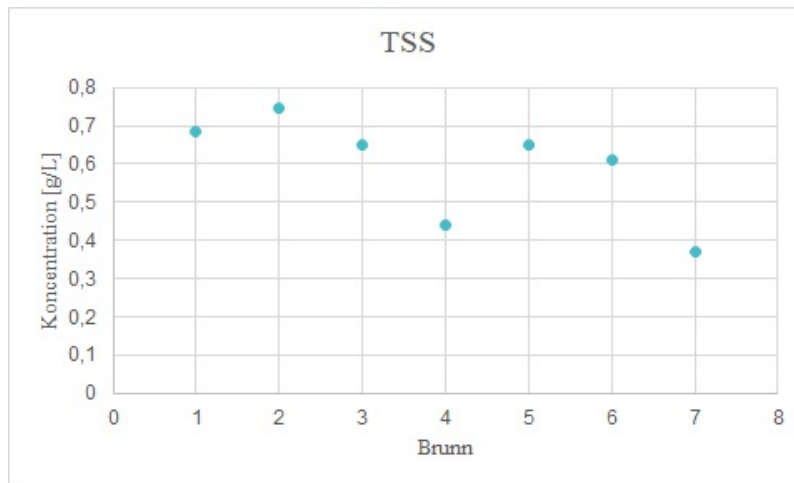
I Figur 13 redovisas de resultat från TOC och DOC i mg/l som framkom från vattenproverna i de sju brunnarna.



Figur 13: I (a) visas resultatet för TOC och i (b) visas för DOC i vatten från alla sedimentationsbrunnarna i Gårda, Göteborg.

Koncentrationerna för TOC minskar genom anläggningen, vilket tyder på att organiskt kol som inte löst sig i vattnet i större utsträckning kommer att sedimentera i anläggningen allteftersom. Däremot går det inte att dra en liknande slutsats om DOC, då en sådan trend inte går att utläsa. Av mätningen att döma är skillnaderna på värdet på DOC mellan de olika brunnarna relativt liten, och det organiska material som är löst i början av anläggningen kommer fortsätta att vara löst i vattnet i sista brunnen. Vidare innebär detta att kolloidalt bundna föroreningar transporteras genom anläggningen utan att sedimenteras.

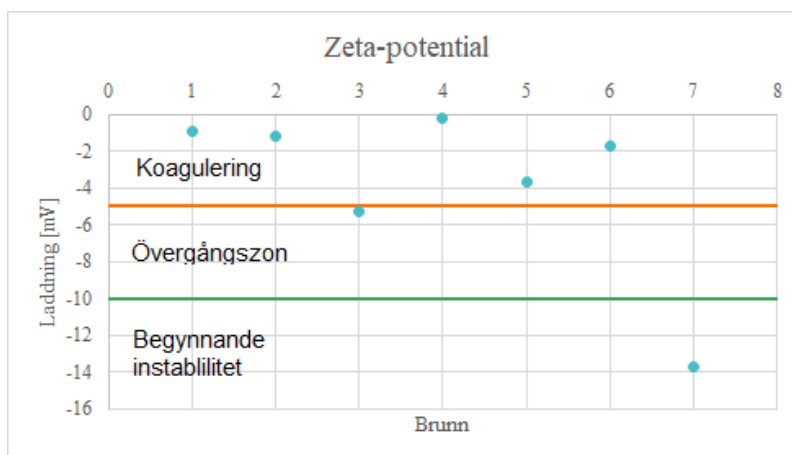
Resultatet för *total suspended solid* (TSS) redovisas i Figur 14. Jämförs dessa värden mot de gränsvärden som Göteborgs stad har satt upp, se Tabell C.26, så är det tydligt att värdena är höga för alla brunnar.



Figur 14: Diagrammet visar koncentrationerna av TSS för samtliga sedimentationsbrunnar i Gårda, Göteborg.

Värdena för brunn 4 och 7 sticker ut då de är betydligt lägre än övriga. Eftersom vattenproverna för dessa brunnar togs efter sedimentprov togs i brunnar uppströms är värdena motsatt de förväntade, då sedimentprovtagningen troligen rört upp partiklar. Att vattnet är mindre grumligt i dessa brunnar bekräftas även med mätningarna av turbiditet som gjordes i fält, se Tabell 2.

Nedan i Figur 15 presenteras en graf för zeta-potentialen i de olika brunnarna. I diagrammet är det även illustrerat gränser när partiklarna koagulerar och klumpar ihop sig, övergångszon samt när det börjar bli instabilt där partiklarna då rör sig mer fritt från varandra.



Figur 15: Grafisk illustration över zeta-potentialen för alla sedimentationsbrunnar i Gårda. Inlagt finns även gränser för koagulering, övergångszon och begynnande instabilitet.

Som det går att se i Figur 15 är partiklarna i nästan alla brunnarna ovanför gränsen där de kan koagulera, detta innebär att partiklarna har lättare för att sedimentera. Att brunn 7 avviker mycket från de andra kan bero på att de partiklar som har låg zeta-potential redan har sedimenterat och därför inte följt med till den sista brunnen. Figur 13 och 14 stärker detta argument då även dessa värden är låga för brunn 7 då de visar att det finns färre partiklar lösta i vattnet.

Grafen visar även på att partiklarna generellt har en negativ laddning, detta kan innebära, enligt studien av Zou et al. (2020), att partiklarna som återfinns i vattnet har en affinitet att sorbera metaller. En positiv effekt från detta kan då vara att när partiklarna sedimenterar tar de med sig metaller vilket gör att en lägre koncentration kommer ut till recipienten.

I Tabell 3 finns resultatet av metallanalysen som togs för vattenproverna i samtliga sedimentationsbrunnar i Gårda.

Tabell 3: Tabellen presenterar koncentrationerna av de metaller som analyserades i ofiltrerat vatten från samtliga sedimentationsbrunnar i Gårda, Göteborg. Värdena visas i $\mu\text{g/l}$, observera att värdena är avrundade. För fullständiga data se Tabell B.8.

Metall	Brunn 1	Brunn 2	Brunn 3	Brunn 4	Brunn 5	Brunn 6	Brunn 7
Cr	38	44	45	110	75	98	51
Fe	13 100	13 000	13 000	16 200	22 000	27 000	13 200
Ni	29	28	29	29	37	45	24
Cu	290	260	230	290	380	540	260
Zn	510	480	340	430	650	890	400
As	11	2,0	5,0	5,0	4,0	6,0	9,0
Cd	2,0	2,0	1,0	2,0	3,0	2,0	3,0
Pb	48	44	34	44	59	73	39

Vid jämförelse mot gränsvärden på utsläpp i recipient, se Tabell C.26, framkommer det att alla metallkoncentrationer, förutom de för nickel och arsenik, är för höga för att tillåta utsläpp i recipient. Då varken Göteborgs stad eller Europaparlamentet har någon reglering över järn i utsläppsvatten jämförs det mot kvaliteten som förväntas i dricksvatten och mot uppmätta lakvärden på en deponi, se Tabell C.24. I denna jämförelse visar det sig att värdena är högt över vad som är tillåtet i dricksvatten och passar bättre in i spannet på uppmätta värden på deponin. Värt att tillägga är att dricksvattnets gränsvärde är satt med motiveringen att det ska vara estetiskt och tekniskt alltså inte beroende av hälsoskäl.

Vidare jämförelse gjordes mot Jakobsson (2003) examensarbete där provtagning ur sedimentationsanläggningen i Gårda ingick. Vid jämförelse användes brunn 1 mot värden framtagna i inlopp och brunn 7 mot utlopp. Det framgick att värden för zink, koppar och krom var mitt i spannet av hennes uppmätta i inlopp, bly var något högre. För utloppet höll sig koppar till mitten av spannet, zink och bly var nära de högsta värdena i spannet och koppar var mycket högre.

I Tabell 4 redovisas resultaten av polyaromatiska kolväten (PAH) i vattenproverna. I tabellen redovisas de olika grupperna för låg-, mellan-, och högmolekylvikt samt summan av dessa tre grupper i PAH 16.

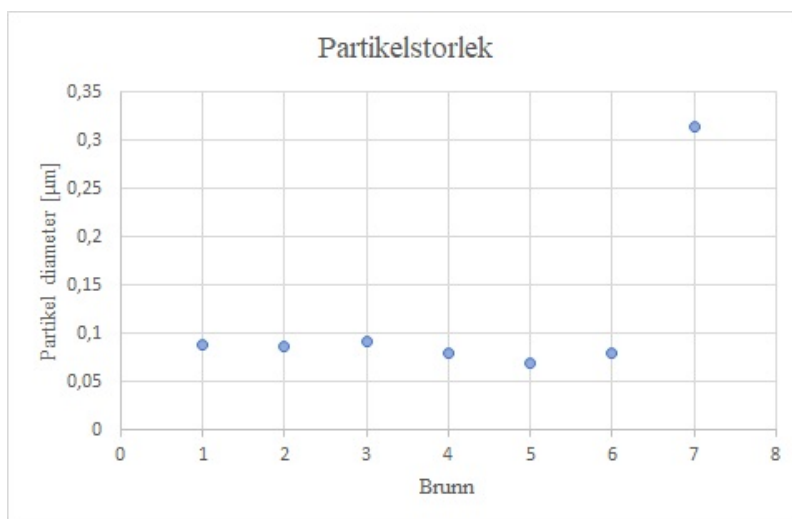
Tabell 4: I tabellen visas koncentrationerna i $\mu\text{g/l}$ av grupperade PAH:er i vattnet från sedimentationsbrunnarna 1, 3 och 6 i Gårda. Indelningen är enligt Tabell 1 och PAH 16 är summan av dess tre grupper. Koncentrationer för enskilda PAH:er finns i Tabell B.7.

Ämne	Brunn 1	Brunn 3	Brunn 6
Summa PAH-L	0,085	0,15	0,12
Summa PAH-M	2,7	5,0	3,6
Summa PAH-H	1,3	2,5	2,0
Summa PAH-16	4,1	7,7	5,8

Då det saknas specifika riktvärden i Sverige av organiska miljögifter i vatten och utloppsvatten har riktvärden från Holländska Miljöministeriet använts vid jämförelse. Värdena från Miljöministeriet är MPC-värden alltså maximal tillåten koncentration (*maximum permissible concentrations*) för miljöriskgränser i direkt akvatisk, bentisk och markbunden toxicitet. En sammanfattning av dessa värden finns i Tabell C.27 och hur PAH:erna delas upp redovisas i Tabell 1. Miljögifterna som klassas som PAH-L klarade alla riktvärdena som ministeriet satt upp, klass PAH-M klarade ungefär hälften och i klass PAH-H klarade inga ämnen riktvärdet. Samtliga ingående ämnen i PAH-H gruppen har nästan 10 gånger så hög koncentration som de rekommenderade MPC-värdena. Trenden som kan utläsas av värdena är dock att den högsta koncentrationen går att hitta i vattnet i den tredje brunnen, och att koncentrationerna för samtliga PAH-grupper avtar till brunn 6.

Vid jämförelse av tidigare provtagning framkom det att både PAH-H och PAH-16 var lägre i denna provtagning av brunn 1 än i resultatet för Jakobsson (2003), men mycket högre för samtliga PAH:er i brunn 6. Här jämfördes värden från brunn 1 med inloppsvatten och brunn 6 med utloppsvatten, PAH cancerogena mot PAH-H samt PAH Total mot PAH-16.

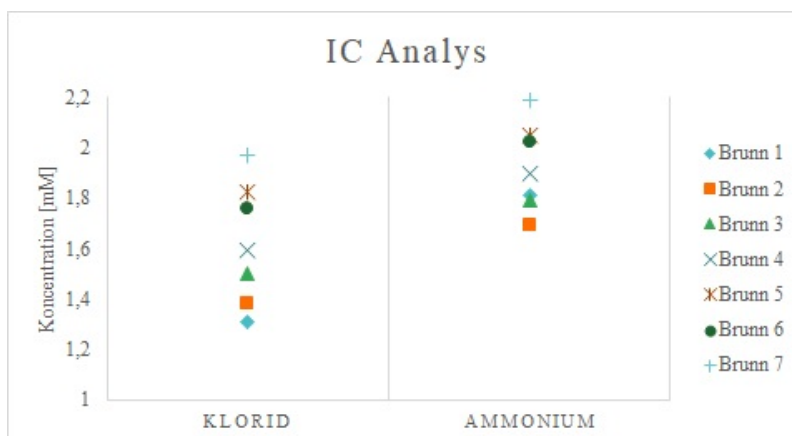
I Figur 16 nedan redovisas resultaten från partikelstorleksfördelningen i de olika vattenproverna för brunnarna. Partikeldiameter redovisas som ett genomsnitt med en diameter i μm .



Figur 16: Diagrammet visar den genomsnittliga partikelstorleken i vattnet från sedimentationsbrunnarna i Gårda, Göteborg.

Storleken från partiklarna i brunn 7 avviker från de andra brunnarna, och en möjlig anledning till detta är att något antagligen gått fel vid analysen av provet, eller vid provtagningen. Brunn 7 var en av de brunnarna vars prover togs sist och kan därför ha haft fler större partiklar löst i vattnet på grund av omrörningar i sediment uppströms orsakat av provtagningen. Det som talar emot detta är att brunn 4, som också det var en brunn där provtagning skedde senare än optimalt, inte avviker från den allmänna trenden av partikelstorlek i resterande brunnar. En annan möjlig anledning till det avvikande provresultatet är att anläggningen inte fungerar som den ska och stora partiklar ändå ansamlas i den sista brunnen. I övrigt är det inte någon större differens mellan storleken på de partiklarna som är lösta i vattenproverna genom anläggningen utan dessa ligger strax under $0,1 \mu\text{m}$.

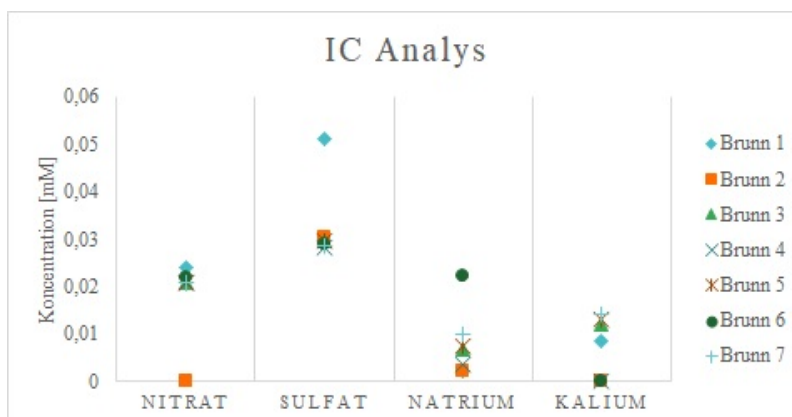
I Figur 17 demonstreras ett diagram för koncentrationen av kloridjoner och ammoniumjoner för de sju vattenproverna från brunnarna i Gårda.



Figur 17: Koncentrationerna av klorid- och ammoniumjoner som analyserades i vatten från sedimentationsbrunnarna i Gårda, Göteborg.

Koncentrationerna av kloridjoner och ammoniumjoner ökar för varje brunn ju närmare brunnarna är utloppet. För kloridjonerna ökar koncentrationen från 1,3078 till 1,9731 mM och för ammoniumjonerna från 1,8099 till 2,1906 mM. Koncentrationerna av klorid- och ammoniumjoner är även betydligt högre än resterande joners koncentrationer vid jämförelse med Figur 18. Den höga halten av ammoniumjoner är anmärkningsvärd. Enligt ritningarna över anläggningen ska inte avloppsvatten kunna läcka in i brunnarna men den höga halten av ammoniumjoner tyder på en möjlig breddning av avloppsvatten. Andra spridningsvägar av ammonium skulle kunna vara från fekalier från djur till exempel från fågelbajs eller nedbrytning av annat organiskt material med en kvävehalt. Oavsett är en hög halt ammonium inte fördelaktigt för akvatiskt liv. NSVA (2019), Nordvästra Skånes Vatten och Avlopp, anser till exempel att en hög ammoniumhalt var orsaken till fiskars död i Råån i Helsingborg sommaren 2019.

I Figur 17 demonstreras ett diagram för koncentrationerna av nitrat-, sulfat, natrium- och kaliumjoner i vattenproverna från de sju brunnarna i Gårda.



Figur 18: Koncentrationen av nitrat-, sulfat, natrium- och kaliumjoner som analyserades i vattnet i brunnarna i Gårda, Göteborg.

Inget nitrat hittades i brunn 2 men det kan bero på att värdena ligger nära detektionsgränsen. I resten av brunnarna ligger koncentrationen runt 0,021 mM och något högre koncentration i brunn 1, 0,024 mM. Brunn 1 har störst koncentration av sulfat men utöver det är koncentrationen i resterande brunnar stabil runt 0,01 mM. Koncentrationen av de två katjonerna är också relativt stabilt genom brunnarna. Koncentrationen av natriumjoner ligger inom området 0–0,01 mM förutom i brunn 6 som utmärker sig och har en högre koncentration av natrium, 0,0223 mM. Koncentrationen av kaliumjoner ligger inom intervallet 0–0,02 mM. Anmärkningsvärt är avsaknaden av fosforhalter. I rapporten *Åtgärdsförslag för dagvatten* undersöktes 13 vattendrag i Göteborg av Galfi et al. (2019) på uppdrag av Göteborgs Stad. Resultatet visade att 10 vattendrag, däribland Mölndalsån, hade en för hög halt av fosfor och var i behov av rening. Vattendraget behövde renas eftersom en alltför hög halt fosfor kan leda till övergödning av sjöar. Den förhöjda fosforhalten verkar därför inte komma från brunnarna i Gårda. Det kan däremot finnas någon annan betydande faktor. Fosforhalten skulle möjligtvis kunna variera med årstiden.

I Tabell 5 nedan redovisas resultat från SEM-analyserna av olika partiklar på vattenproverna från sedimentkammarna i Gårda. Tabellen redovisar antal partiklar i olika storleksordningar, <20 μm och 20–125 μm . Partiklarna som analyserades delades upp i metall, däckpartiklar, mineraler, organiska partiklar och övrigt. I den sista kategorin ingår bland annat bitumen och vägslitagepartiklar.

Tabell 5: Tabellen visar resultatet av analysen för trafikpartiklar i vattnet från sedimentationsbrunn 3 och 6 i anläggningen i Gårda, Göteborg. I kategorin övrigt ingår bitumen och vägslitage. Värdena presenteras i styck partiklar, volymen vatten som analyserades är dock okänd. Observera att värdena i denna tabell är avrundade, se Tabell B.10 för fullständiga siffror. *För få partiklar för att göra en andra analys (duplikat).

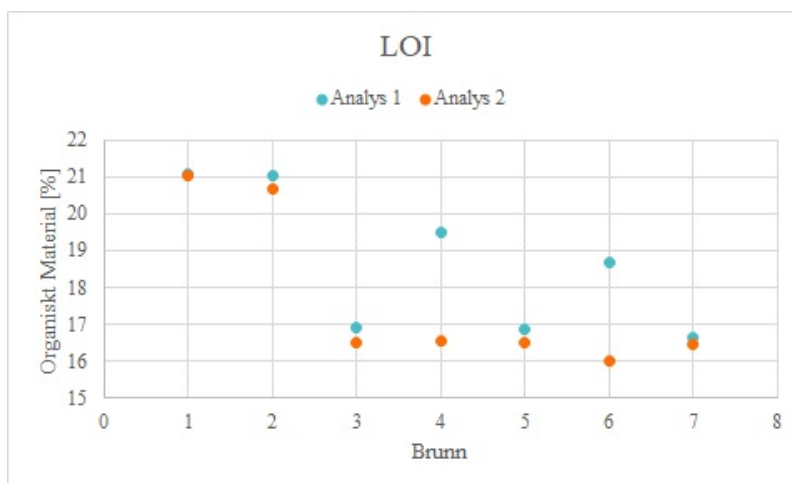
Ämne	Brunn 3 < 20um	Brunn 3* 20-125um	Brunn 6 < 20um	Brunn 6 20-125um
Metall	51	23	13	2,0
Däckpartiklar	20	170	17	26
Mineral	1400	310	980	390
Organiska partiklar	29	150	25	67
Övrigt	69	4,0	40	210

Proverna som skickades iväg för analys visade sig vara väldigt komplexa för den typen av analys som genomfördes. Komplexiteten av analysen grundar sig bland annat i att partiklarna var i olika stadier för nedbrytning, men även på grund av att det fanns en stor mängd organiskt material i proven. Utöver den automatiska analysen krävdes det stort arbete att manuellt gå igenom enskilda partiklar, då det i normala fall inte är en lika stor andel av partiklar som hamnar i kategorin *övrigt*.

Med svårigheterna i analysen som grund råder en stor osäkerhet när resultaten från en så här liten provvolym extrapoleras upp till exempel partiklar/L eller partiklar/kg, som kan användas i belastningsberäkningar. Dessa beräknade partiklar/L eller partiklar/kg värden bör därför betraktas som en kraftig underskattning av det verkliga värdet. Fördelningen mellan de olika partiklarna i proverna kan dock antas vara någorlunda den samma när man skalar upp provmängden. Fördelningen visar att det finns mest mineraler i proven från brunnarna, men även en betydande del däckpartiklar och övriga partiklar, som bitumen, och att fördelningen är ungefär densamma oberoende av vilken brunn man kollar på.

4.2 Sedimentanalys

Det gjordes två analyser av *loss on ignition* (LOI) och resultat finns redovisat i Figur 19.



Figur 19: Analysen av LOI utfördes två gånger för att få säkrare värden. Andelen organiskt material i sedimentet för alla sedimentationskamrar visas i diagrammet.

Generellt ligger den organiska halten i alla brunnar högre än förväntat, vilket menar på att även andra miljögifter kan få högre halter då dessa kan korrelera. Som figuren visar skiljer sig provsvaren mellan analyserna, framförallt i brunn 4 och 6, detta kan exempelvis bero på att sedimentet i vissa brunnar var väldigt grovt och innehöll likaväl löv som små kvistar. För de första brunnarna kan man då konstatera att sedimentet inte var helt homogent. Trenden för halten organiskt material i proven avtar med brunnarna, detta kan bero på att stora organiska partiklar, exempelvis löv, antas ha sedimenterat i de tidigare brunnarna.

Här i Tabell 6 följer en sammanställning av PAH:er som påträffats i sedimenten, PAH:erna är indelade enligt Tabell 1.

Tabell 6: I tabellen visas koncentrationerna i $\mu\text{g/kg}$ torrsvikt sediment av grupperade PAH:er i sedimentet från sedimentationsbrunnar 1, 3, och 6 i Gårda. Indelningen är enligt Tabell 1. Koncentrationer för enskilda PAH:er finns i Tabell B.12.

Ämne	Brunn 1	Brunn 3	Brunn 6
Summa PAH-L	210	260	260
Summa PAH-M	4 600	4 700	4 600
Summa PAH-H	11 000	12 000	13 000
Summa PAH-16	16 000	18 000	19 000

Värdena för PAH som redovisas i Tabell 6 jämfördes med gränsvärden för organiska miljögifter i marina sediment, en sammanfattning återfinns i Tabell C.22. Det visade sig att alla halter var mycket höga och att samtliga värden tillhörde klass 5 utom 4 st. som hörde till klass 4. Detta menar på att alla brunnars sediment har föroreningar av mycket hög halt. Därför, vid eventuell rensning av brunnarna, kan inte sedimentet placeras var som helst utan måste först saneras.

I Tabell 6 är det högst förorening i brunn 6, men precis som i Tabell 4 är det några värden i brunn 3 som sticker ut.

I Figur 19 är trenden att andelen organiskt material minskar i varje brunn men i Tabell 6 redovisas det tydligt att de totala PAH:erna ökar i brunnarna.

Vidare jämfördes PAH-H med värdena för PAH cancerogena i en rapport av Jakobsson (2003). För kategorin PAH cancerogena räknas alla PAH-H:er in utom benso(ghi)perylene. Värden redovisade som Summa PAH-H i Tabell 6 har räknat in benso(ghi)perylene i sin vikt. PAH-16 jämfördes med PAH Total i rapporten av Jakobsson (2003).

Trenden att både PAH-H och PAH-16 ökar i brunnarna syns även i resultatet från Jakobsson (2003), dock är koncentrationerna som visas i Tabell 6 nästan 4 gånger högre i brunn 1 och 3 för PAH-16. Liknande resultat fås vid jämförelse av PAH-H, dock är koncentrationerna i Tabell 6 uppemot 8 gånger så höga i brunn 1 och 3 än vad Jakobsson (2003) fick i sin rapport.

I Tabell 7 redovisas mängden av tre ftalater som hittades i analyser gjorda av ALS. Mängden redovisas i mg ftalat/kg torrsvikt sediment i proverna från brunnarna 1, 3 och 6.

Tabell 7: Koncentrationer av ftalaterna DEHP, DIDP, DINP redovisade i mg/kg torrsvikt sediment från sedimentationsbrunn 1, 3 och 6 i Gårda, Göteborg. För övriga ftalater se appendix Tabell B.13

Ämne	Brunn 1	Brunn 3	Brunn 6
DEHP (di-(2-etylhexyl)ftalat)	6,4	6,9	9,0
DIDP (di-iso-decylftalat)	26	29	38
DINP (di-iso-nonylftalat)	86	93	110

I jämförelse med den studie som skedde av anläggningen 2009 av Björklund et al. (2009) har mängden av den nu av EU förbjudna ftalaten DEHP sjunkit till närmare tio gånger så lite. De resterande högmolekylära ftalaterna är i det närmaste i samma

storleksordning som de var 2009 (Björklund et al., 2009). Dock kan man se att, i likhet med den studien, mängden ftalater genom anläggningen ökar, där den högsta koncentrationen hittas i brunn 6.

I Tabell 8 redovisas resultat från analyser på olika typer av partiklar sediment. Tabellen visar i likhet med Tabell 5 antalet partiklar i olika storleksordningar, $<20\ \mu\text{m}$ och $20\text{-}125\ \mu\text{m}$. Partiklarna som analyserades delades även här upp i metall, däckpartiklar, mineraler, organiska partiklar och övrigt.

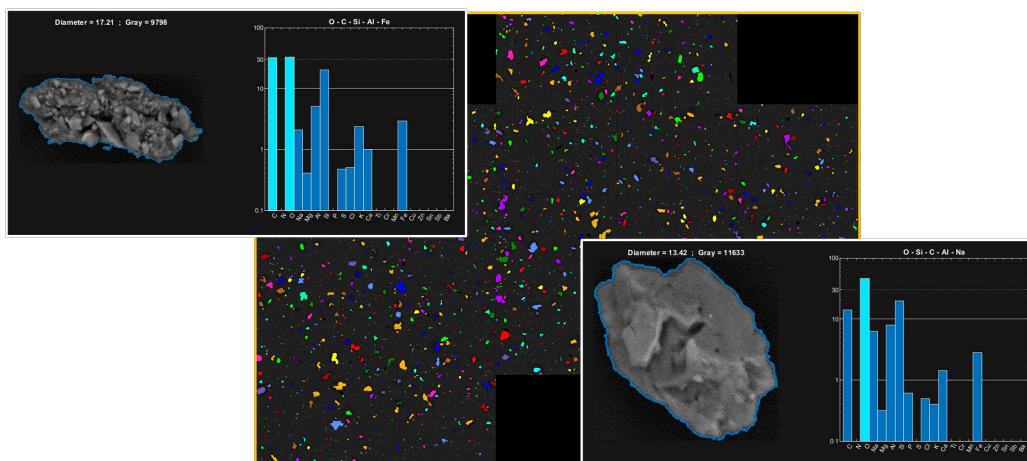
Tabell 8: Tabellen visar resultatet av analysen för trafikpartiklar i sediment från sedimentationsbrunn 3 och 6 i anläggningen i Gårda, Göteborg. I kategorin övrigt ingår bitumen och vägslitage. Värdena presenteras i styck partiklar, mängden sediment som analyserades är dock okänd. Observera att värdena i denna tabell är avrundade, se tabell B.14 för fullständiga siffror.

Ämne	Brunn 3 $< 20\ \mu\text{m}$	Brunn 3 $20\text{-}125\ \mu\text{m}$	Brunn 6 $< 20\ \mu\text{m}$	Brunn 6 $20\text{-}125\ \mu\text{m}$
Metall	37	1,0	38	4,0
Däckpartiklar	51	27	40	43
Mineral	1 200	280	849	660
Organiska partiklar	44	25	49	20
Övrigt	130	110	68	190

Liknande resonemang som fördes vid analysen för vattenproverna kan appliceras på detta resultat. Fördelningen av partiklar kan antas vara den samma i en större mängd prov, men på grund av de svåranalyserade proverna var det inte möjligt att få fram antal partiklar/kg inom ramen för detta projekt.

Även i sedimentet består den största delen av provet av mineraler, men även en del däckpartiklar och övrigt partiklar som bitumen och vägslitage. Intressant att notera är att antalet partiklar i storleken $20\text{-}125\ \mu\text{m}$ verkar öka genom anläggningen. Vilket är en motsatt trend som är optimalt, alltså stora partiklar i de första brunnarna och mindre i de senare.

Ett SEM-fotografi av däckslitage och vägslitage som togs i samband med analys av sedimentproven visas i Figur 20. Bilden redovisar även grundämnesfördelningen för de olika partiklarna.



Figur 20: Bilder på däckslitage och vägslitage tagna med SEM, från analyser av sediment från brunnarna i Gårda.

I Tabell 9 redovisas provsvar för metallanalys i sedimentproverna.

Tabell 9: Tabellen presenterar koncentrationerna av de metaller som analyserades i sediment från samtliga sedimentationsbrunnar i Gårda, Göteborg. Värdena visas i $\mu\text{g/g}$ sediment, observera att värdena är avrundade. För fullständiga data se Tabell B.15.

Ämne	Brunn 1	Brunn 2	Brunn 3	Brunn 4	Brunn 5	Brunn 6	Brunn 7
Cu	190	290	290	320	250	240	250
Zn	580	430	490	470	480	510	580
Cd	0,18	0,35	0,28	0,31	0,17	0,33	0,36
Pb	28	38	40	42	36	48	53
Fe	24 000	35 000	27 000	40 000	32 000	43 000	33 000
Cr	76	100	100	110	100	130	150
Ni	24	31	37	34	37	37	36
As	28	38	40	42	36	48	53

Vid jämförelse med gränsvärden för metaller i sediment, se Tabell C.23, framkommer det att alla värden är väldigt höga och alla tillhör klass 5. Observera att tabellerna har olika enheter, I Tabell 9 är det $\mu\text{g/g}$ sediment och i Tabell C.23 är den $\mu\text{g/kg}$ sediment. Precis som resultaten av metaller i provvatten, se Tabell 3, är föroreningshalterna väldigt höga. Speciellt höga för järn. Även här saknas det gränsvärde för järn. Det

som går att se utifrån tabellen är i att halterna av järn är mycket högre än för de andra metallerna.

Vidare jämförelse gjordes med provsvar från Jakobsson (2003) och med värden för brunn 1, 5 och 7. Sammanfattningsvis var kopparhalten generellt högre vid den här provtagningen än vid Jakobssons provtagning men värdena motsvarade varandra i sista brunnen. Värdena för Kadmium, bly och nickel var lägre. Värdet för zink varierade genom provtagningen men började och slutade på samma värde, för Jakobsson (2003) så steg värdet för zink genom anläggningen. Värdet för krom steg genom anläggningen, det gjorde det också för Jakobsson (2003), men halterna i denna provtagning var alltid högre, vid brunn 7 var de nästan dubbelt så höga som Jakobsson (2003).

Resultat av alifater i sedimentproverna från brunnarna 1, 3, 6 redovisas i Tabell 10 nedan. Mängden redovisas i mg/kg torrt sediment.

Tabell 10: I tabellen visas koncentrationen av olika alifater från sedimentet i sedimentationsbrunnarna 1, 3 och 6 redovisat i mg/kg torrsvikt

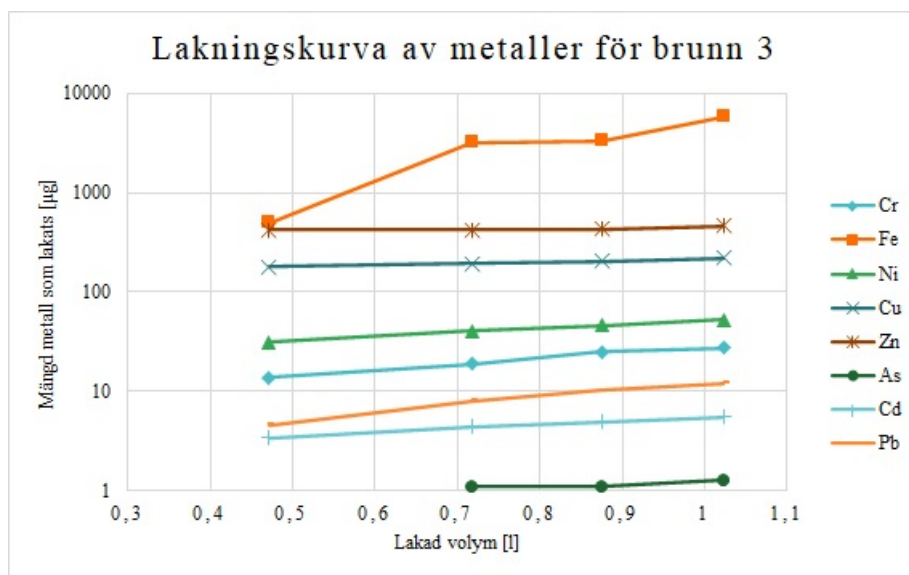
Ämne	Brunn 1	Brunn 3	Brunn 6
Alifat>C5-C8	<10	<10	<10
Alifat>C8-C10	50	<10	12
Alifat>C10-C12	<40	<20	<20
Alifat>C12-C16	61	<20	38
Alifat>C5-C16	110	<30	50
Alifat>C16-C35	2900	1500	1300

Enligt riktvärden satta av Naturvårdsverket för alifater i förorenad mark, bedöms marken enligt kriterierna känslig markanvändning (KM), och mindre känslig markanvändning (MKM), se Tabell C.25. I alla tre brunnar bedömdes halterna för de olika alifaterna vara under riktvärdena för både KM och MKM värdena, utom i brunn 1 för alifater av typen >C8-C-10 och >C5-C16 som bedömdes som för höga för marker med bedömningen KM. Det står dock klart utifrån Tabell 10 att halterna av alifater>C16-C35 är mycket högre än de andra och överskrider de riktvärden som satts av Naturvårdsverket för båda typerna av marker.

4.3 Lakning

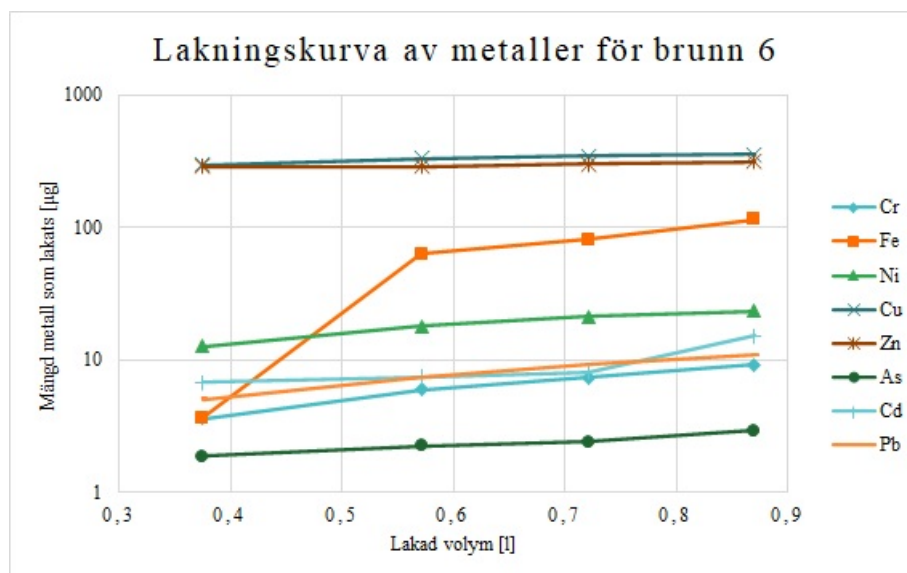
Nedan i Figurerna 21 och 22 presenteras lakningskurvor av metaller från de uppställda kolonnerna. Vattnet som analyserades i diagrammen är ofiltrerat. Resultatet av analysen kan ses i tabellform i Tabell B.18 och B.19. Tabeller över metallanalysen för det filtrerade lakvattnet finns i Tabellerna B.20 och B.21 för brunn 3 respektive brunn 6.

Diagrammen i Figur 21 och 22 visar tydligt att metaller lakas ut ur sedimentet.



Figur 21: Diagrammet visar hur mycket metaller som lakas ut mot ackumulerad urlakad volym vatten i brunn 3 i Gårda, Göteborg.

För brunn 3 som visas i Figur 21 kan man se att det är en stor mängd järn som lakas ut. Detta syntes även visuellt i lakvattnet då det hade en typisk rostfärg. I diagrammet kan man även se att järn har en tydlig positiv lutning, denna har alltså inte uppnått en jämvikt ännu. Detta gäller även för de andra metallerna utom zink och koppar som båda har en relativt plan kurva. Kolonnerna skulle alltså behöva stå längre för att uppnå en önskad jämvikt för alla metaller.



Figur 22: Diagrammet visar hur mycket metaller som lakas ut mot ackumulerad urlakad volym vatten i brunn 6 i Gårda, Göteborg.

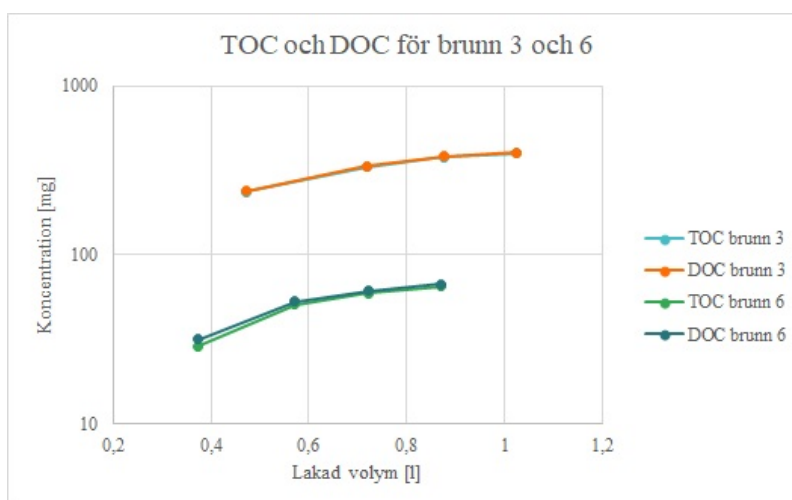
Liknande resonemang kan föras för kolonnen med sediment från brunn 6, diagrammet i Figur 22 pekar på att flera metaller har en positiv lutning utom zink och koppar. Dock kan man se att det är en betydligt mindre mängd järn som lakas ut ur sedimentet från brunn 6 än brunn 3. För brunn 6 är det störst andel koppar och zink.

Vid en jämförelse av både Figur 21 och 22 kan man se att en mindre mängd metaller lakas ut ur brunn 6. Dock kan man se i Tabell 9 att koncentrationen av metaller är betydligt högre i brunn 6 än i brunn 3. Detta kan indikera att metallerna är bättre bundna i sedimentet i brunn 6. Ett tydligt exempel är järn som lakas ut i större halt i brunn 3, men koncentrationen av järn är nästan dubbelt så hög i brunn 6 som i brunn 3. Det går även att finna en korrelation mellan urlakningen av metallerna och lakningskurvorna för TSS i Figur 24. Där kan man se att en mindre mängd partiklar lakas ut för brunn 6.

Då det är en hög koncentration av många metaller exempelvis järn, finns det en risk vid rensning av brunnarna. Det är viktigt att sedimentet efter rensning behandlas på rätt sätt och inte placeras i miljöer där lakvatten kan förgifta miljön. Figurerna 21 och 22 visar att sedimentet har kapaciteten att laka ur föroreningar och detta kan bli problematiskt i exempelvis akvatiska miljöer.

Det är av stort intresse att fortsätta studera lakningsprocessen tills en jämvikt har uppstått. Det hade varit önskvärt att få ut fler datapunkter, men på grund av att det tog längre tid att laka än beräknat fanns det inte tid. En fortsatt undersökning genom analys av det urlakade sedimentet samt ett skaktest är att rekommendera.

Resultaten för TOC och DOC för de olika uttagstillfällen för brunn 3 och 6 redovisas i Figur 23. Koncentrationen av antal mg urlakat organiskt kol från kolonnen är satt mot den ackumulerade volym av vatten som lakats ut vid de fyra uttagningstillfällen.

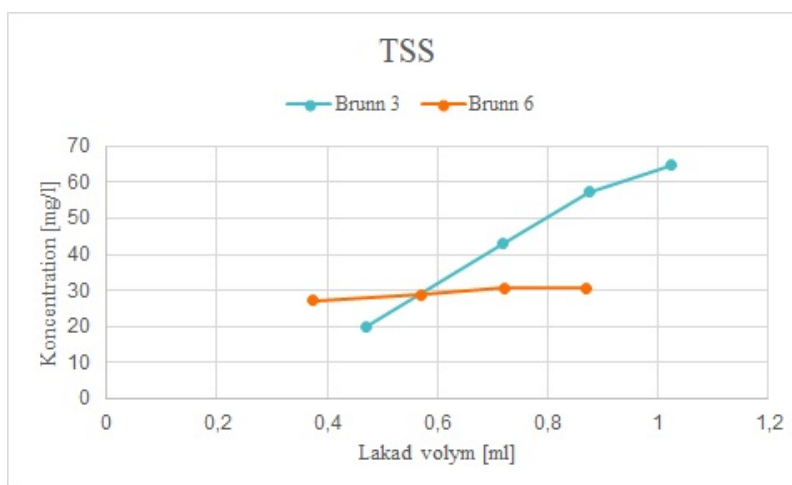


Figur 23: Graferna illustrerar hur TOC och DOC förändras mot ackumulerad urlakad volym vatten i brunn 3 och brunn 6 i Gårda, Göteborg.

Från Figur 23 syns det tydliga sambandet mellan TOC och DOC i båda brunnarna, och den totala mängden organiskt kol som finns i provet efter lakningen är löst i vattnet. Båda parametrarna har utjämnande kurvor allteftersom mer vatten lakas ut ur kolonnerna och kommer, om det funnits tid inom ramarna för detta projekt, nått en form av jämvikt, där kurvan planat ut. Det är dessutom en väsentligt högre koncentration av organiskt kol löst i vatten som kan lakas ur från sedimentet än det som återfanns i proverna tagna i vattnet i brunnarna, se Figur 13, Tabell B.4 och Tabell B.5. Att notera är även att det gick att laka ur en större volym vatten ur sedimentet från brunn 3, troligen på grund av det är finare sedimentkorn i sedimentet från brunn 6 och därmed mer kompakt.

En lakkurva för TSS analyserna av lakvattnet för de olika brunnarna finns i Figur

24.



Figur 24: Graf visar hur TSS förändras mot urlakad volym vatten i sedimentationsbrunn 3 och 6 i Gårda, Göteborg.

Som figuren tydligt visar varierar resultatet med volym lakvatten, framförallt för brunn 3. För brunn 3 ökar resultatet mellan varje uttag med ganska konstanta steg, men vid sista uttaget så börjar kurvan flacka ut. För brunn 6 är det väldigt liten skillnad mellan första och sista uttag, mellan de två senaste är det knappt någon skillnad.

För jämförelse se resultaten för TSS i vattnet från sedimentationsbrunnarna, dessa visas i Figur 14 och Tabell B.6. Här har brunn 3 ett TSS på 652 mg/l och brunn 610,6 mg/l i vattnet från provtagningen vilket är ungefär 10 gånger högre än de värden som lakvattnet visade. Observera att partiklarna från lakresultatet endast kommer från sedimenten, då vattnet som användes i lakningen är kranvatten, dvs partiklarna är endast sådana som passerat sedimentmatrisen.

4.4 Beräkningar

Nedan följer uppskattningar av flöde samt av föroreningsbelastningar.

4.4.1 Flödesberäkningar

Genom att använda Ekvation 1 och 2 och indata i Tabell D.29 beräknades flödet fram för olika regnvaraktigheter, redovisas i Tabell 11.

Tabell 11: I tabellen visas resultat för de flödesmängder som beräknades med olika regnvaraktigheter och en återkomsttid på 10 år. Beräkningarna är gjorda för området Gårda, Göteborg

t_r [min]	30	60	90
Q [l/s]	132	71,4	53,3

Som det tydligt går att se kommer de korta och intensiva regnen att ge ett betydligt mycket större flöde, därför är dessa svåra att dimensionera anläggningar för. Observera att dessa värden är uträknade för 10-årsregn, det vill säga att detta regn kommer troligen endast att ske en gång vart tionde år. Men med ökande regnnederbörd i form av intensivare regn kan anläggningar att behöva anpassas för framtiden.

4.4.2 Föroreningsmängd

Med hjälp av de uppskattade nederbördsmängderna och uppmätta föroreningskoncentrationerna togs belastningar fram för olika tidsenheter, de redovisas i Tabell 12. Dessa visar på mängden föroreningar som spolas ut från sedimentationsbassängerna ut i recipienten Mölndalsån.

Tabell 12: Tabellen visar siffror på den mängd föroreningar som släpps ut från sedimentationsanläggningen i Gårda, Göteborg. Enheten i tabellen är kg.

Ämne	Dag	Månad	1 År	10 År
PAH	0,0039	0,016	0,10	1,1
Metall	9,4	45	250	2 700

Tabell 12 visar att stora mängder av föroreningar kommer ta sig genom anläggningen. Beräkningarna har gjorts med metallernas koncentration från prov i brunn 7 och koncentrationen PAH:er från brunn 6, se Figur 6, alltså de två sista brunnarna i ledet. För att få en överblick över mängd föroreningar som spolas ut via bräddning kan värden från brunn 1 användas.

Den beräknade belastningen av metaller är det som transporteras kolloidalt, denna är högre än om hänsyn bara tas till det som är löst, det vill säga filtrerat. Generellt sätt används provsvar från filtrerade prov då dessa bara visar den giftiga fraktionens partiklar, alltså inte de lösta metallerna som ofta är bundna till andra partiklar och därför är mindre toxiska. Vi har valt att använda oss av provsvaren för de ofiltrerade proverna eftersom vi vill se den totala mängden föroreningar i vatten och dess

flöden. En stor mängd av föroreningarna kommer att finnas i sedimentet, men som lakningsresultaten visar lakas metaller ur sedimentet med tid.

Utöver metaller och PAH:er räknas även ftalater till föroreningar i vatten, men eftersom sådana analyser på vattnet inte gjorts beräknas inte heller deras belastning. En annan intressant belastningskälla är katjoner, såsom ammonium, vilka inte är önskvärda i recipient, dessa är inte heller undersökta.

Belastning för mikroplaster kunde inte heller räknas fram. Resultatet av mängden mikroplaster som redovisas i Tabell 5 är framtagen av en för förenklad metod för att kunna ge vikt mikroplast per volym, därför är tabellens enhet partiklar per prov. Detta gör att resultatet för mikroplast troligen blir underskattat verkligheten. Vid jämförelse av antal partiklar per prov, som redovisas i Tabell 5, slås kategorierna däckpartiklar och övrigt ihop för mikroplaster och jämförs mot metaller. Här ser vi att de summerade mikroplasterna är många gånger fler än metaller, för både brunn 3 och 6. I brunn 3 är det drygt 3 gånger så många och i brunn 6 över 19 gånger. Med detta i åtanke bör belastningen från mikroplast uppkomma till liknande, eller högre, belastning än metallerna. Då både metallerna och mikroplasterna är av varierande storlek och densitet kan inga vidare antaganden dras. För att få ett resultat krävs fler studier med en säkrare metod.

Eftersom slitagepartiklar ackumuleras under torrperioder kommer högst föroreningskoncentration att vara i det vägdagvatten som rinner av först, detta kallas för *the first flush*. Därefter kommer koncentration avta med nederbörd och tiden (Marsalek et al., 2007). Anläggningen är väl utformad för en first flush då de orenade vattnet fyllt upp anläggningens kamrar går de överflödiga vatten ut i recipient via bräddning. Eftersom det första vattnet kommer att ha högst koncentration av föroreningar är det fördelaktigt att låta just det sedimentera. Denna lösning skulle dock kunna få problem om det kommer dagar med isolerade skyfall och hög trafikbelastning, då partiklar kan ackumuleras. Den höga trafikbelastningen bidrar till mer trafikpartiklar och de intensiva skyfallen gör att kamrarna fylls upp och är stängda i de 40 h som sedimentationsprocessen tar. Detta skulle eventuellt kunna bli problem i framtiden då SMHI förutspår kortare och intensivare regn.

Vikten av rening av vägdagvatten går att motiveras med både Göteborgs stads dokument *Reningskrav för dagvatten* (Göteborgs stad, 2017) och Sveriges miljökvalitetsmål (Sveriges miljömålsmyndigheter & Länsstyrelserna, uå) som referens. Av de 16 punkter som är Sveriges miljökvalitetsmål passar följande sex in på vägdagvatten och trafik: giftfri miljö, hav i balans samt levande kust och skärgård, ett rikt växt-

och djurliv, bara naturlig försurning, grundvatten av god kvalitet och god bebyggd miljö. Det sammanlagda målet för alla dessa är vad som kallas generationsmålet som har till uppgift att: "... *till nästa generation lämna över ett samhälle där de stora miljöproblemen är lösta, utan att orsaka ökade miljö- och hälsoproblem utanför Sveriges gränser*" (Sveriges miljömålsmyndigheter & Länsstyrelserna, uå).

5 Slutsatser

Utifrån resultatet kan vi konstatera att koncentrationerna för metaller och organiska miljögifter är höga genom hela anläggningen. De flesta av dessa överskrider riktlinjerna för hur höga koncentrationer som får släppas ut i recipienten, från detta kan man dra slutsatsen att anläggningen inte gör det den är ämnad för. I avsnitt 3.1.2 nämns att anläggningen hade problem 2003 och inte fungerade korrekt, om detta inte är åtgärdat skulle det förklara våra värden. Att anläggningen inte fungerar som den ska är av stor vikt utifrån de siffror som beräknats i Tabell 12, där det framkommer att det är väldigt stora mängder av både PAH:er och metaller som släpps ut i Mölndalsån. Ytterligare en faktor på att anläggningen inte fungerar är de höga ammoniumhalterna, detta kan vara en indikation på att det läcker in avloppsvatten i kamrarna trots att anläggningen inte är ämnad att hantera detta.

På grund av de höga halterna av föroreningar som släpps ut i Mölndalsån kan detta innebära en stor effekt på djurlivet, fiskar och fåglar som har lätt att få i sig både höga halter av metaller och miljögifter.

Från metallanalysen av lakvattnet kunde vi se att det är fullt möjligt att metaller som har sedimenterat åter kan lösa sig i vattnet. Detta visar sig även i bland annat Tabell 3, om metallerna sedimenterade och stannade där borde koncentrationen av metaller minska i brunnarna.

Fortsatta studier av lakningen kommer att fortsätta efter detta arbete. Förhoppningen är att en lagningsjämvikt ska uppstå och då kommer sedimentet från kolonnerna att skickas iväg på analys av bland annat mikroplaster och PAH:er för att se om dessa lakats ut. Dessutom kommer ett skaktest att utföras på sedimentet.

Referenser

- Andersson-Sköld, Y., Johannesson, M., Gustafsson, M., Järnskog, I., Lithner, D., Polukarova, M., & Strömwall, A.-M. (2020). Mikroplast från däck- och vägslyttag. <http://vti.diva-portal.org/smash/get/diva2:1393275/FULLTEXT03.pdf>. Hämtad: 24-03-2020.
- Andersson-Sköld, Y., Nyberg, H., & Nilsson, G. (2007). Föroreningsspridning vid översvämningar – etapp i. <https://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:1300472/FULLTEXT01.pdf>. Hämtad: 05-05-2020.
- Besseling, E., Wegner, A., Foekema, E. M., van den Heuvel-Greve, M. J., & Koelmans, A. A. (2013). Effects of Microplastic on Fitness and PCB Bioaccumulation by the Lugworm *Arenicola marina* (L.). *Environmental Science & Technology*, 47(1), 593–600.
- Björklund, K., Cousins, A. P., Strömwall, A. M., & Malmqvist, P. A. (2009). Phthalates and nonylphenols in urban runoff: Occurrence, distribution and area emission factors. *Science of the Total Environment*, 407(16), 4665–4672.
- Boulter, P. G. (uå). A review of emission factors and models for road vehicle non-exhaust particulate matter. <https://trl.co.uk/sites/default/files/PPR065.pdf>. Hämtad: 29-04-2020.
- Brennecke, D., Duarte, B., Paiva, F., Caçador, I., & Canning-Clode, J. (2016). Microplastics as vector for heavy metal contamination from the marine environment. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*.
- Browne, M., Niven, S., Galloway, T., Rowland, S., & Thompson, R. (2013). Microplastic Moves Pollutants and Additives to Worms, Reducing Functions Linked to Health and Biodiversity. *Current Biology*, 23(23), 2388–2392.
- Budd, P. M. (2015). High Free Volume Polymer. In E. Drioli & L. Giorno (Eds.), *Encyclopedia of Membranes* (pp. 1–3). Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg.
- Charters, F. J., Cochrane, T. A., & O’Sullivan, A. D. (2016). Untreated runoff quality from roof and road surfaces in a low intensity rainfall climate. *Science of The Total Environment*, 550, 265–272.

- Collard, F., Gilbert, B., Compère, P., Eppe, G., Das, K., Jauniaux, T., & Parmentier, E. (2017). Microplastics in livers of European anchovies (*Engraulis encrasicolus*, L.). *Environmental Pollution*.
- Cornelissen, G., Gustafsson, , Bucheli, T. D., Jonker, M. T. O., Koelmans, A. A., & van Noort, P. C. M. (2005). Extensive Sorption of Organic Compounds to Black Carbon, Coal, and Kerogen in Sediments and Soils: Mechanisms and Consequences for Distribution, Bioaccumulation, and Biodegradation. *Environmental Science & Technology*, 39(18), 6881–6895.
- Councell, T. B., Duckenfield, K. U., Landa, E. R., & Callender, E. (2004). Tire-Wear Particles as a Source of Zinc to the Environment. *Environmental Science & Technology*, 38(15), 4206–4214.
- Covelo, E. F., Couce, M. L. A., & Vega, F. A. (2004). Competitive Adsorption and Desorption of Cadmium, Chromium, Copper, Nickel, Lead, and Zinc by Humic Umbrisols. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 35(19-20), 2709–2729.
- Eisentraut, P., Dümichen, E., Ruhl, A. S., Jekel, M., Albrecht, M., Gehde, M., & Braun, U. (2018). Two Birds with One Stone—Fast and Simultaneous Analysis of Microplastics: Microparticles Derived from Thermoplastics and Tire Wear. *Environmental Science & Technology Letters*, 5(10), 608–613.
- Ejhed, H., Hansson, K., Olshammar, M., Lind, E., Nguyen, M., Hållén, J., Allard, A.-S., Stadmark, J., & Jutterström, S. (2018). Belastning och påverkan från dagvatten: Källor till föroreningar i dagvatten, potentiell effekt, och jämförelser med belastning från andra källor.
- Eyckmans, M., Celis, N., Horemans, N., Blust, R., & De Boeck, G. (2011). Exposure to waterborne copper reveals differences in oxidative stress response in three freshwater fish species. *Aquatic Toxicology*.
- Fatemia, S., Varkania, M. K., Ranjbar, Z., & Bastanib, S. (2006). Optimization of the water-based road-marking paint by experimental design, mixture method. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0300944006000191>. Hämtad: 05-03-2020.
- Folkeson, L. (2005). Spridning och effekter av tungmetaller från vägar och vägtrafik. <https://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:675253/FULLTEXT01.pdf>. Hämtad: 06-05-2020.

- Franzellitti, S., Canesi, L., Auguste, M., Wathsala, R. H., & Fabbri, E. (2019). Microplastic exposure and effects in aquatic organisms: A physiological perspective.
- Frias, J. P., Sobral, P., & Ferreira, A. M. (2010). Organic pollutants in microplastics from two beaches of the Portuguese coast. *Marine Pollution Bulletin*.
- Galfi, H., Lindh, J., Lundberg, L., & Polo, S. (2019). Åtgärdsförslag för dagvatten: Stadens påverkan på recipient och åtgärder mot miljö kvalitetsnormerna för vatten. <https://goteborg.se/wps/wcm/connect/02097d4e-15c8-4d4e-8d4e-1a3140dde9ef/Slutrapport+C385tgC3A4rdsfC3B6rslag+fC3B6r+dagvatten.pdf?MOD=AJPERES>. Hämtad: 13-05-2020.
- Gandara e Silva, P. P., Nobre, C. R., Resaffe, P., Pereira, C. D. S., & Gusmão, F. (2016). Leachate from microplastics impairs larval development in brown mussels. *Water Research*, 106, 364–370.
- González-Soto, N., Hatfield, J., Katsumiti, A., Duroudier, N., Lacave, J. M., Bilbao, E., Orbea, A., Navarro, E., & Cajaraville, M. P. (2019). Impacts of dietary exposure to different sized polystyrene microplastics alone and with sorbed benzo[a]pyrene on biomarkers and whole organism responses in mussels *Mytilus galloprovincialis*. *Science of the Total Environment*.
- Goonetilleke, A., Wijesiri, B., & Bandala, E. R. (2017). Water and Soil Pollution Implications of Road Traffic. In *Environmental Impacts of Road Vehicles: Past, Present and Future* (pp. 86–106). The Royal Society of Chemistry.
- Guo, X., Hu, G., Fan, X., & Jia, H. (2020). Sorption properties of cadmium on microplastics: The common practice experiment and A two-dimensional correlation spectroscopic study. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 190, 110118.
- Gustafsson, M. (2001). Icke-avgasrelaterade partiklar i vägmiljön. https://www.vti.se/sv/Publikationer/Publikation/icke-avgasrelaterade-partiklar-i-vagmiljon_673363f. Hämtad: 24-03-2020.
- Göteborgs stad (2017). Reningskrav för dagvatten. <https://goteborg.se/wps/wcm/connect/58de86c4-be7d-421c-b186-2cdccea811c6/Reningskrav+för+dagvatten++Göteborgs+Stad+2017-03-02.pdf?MOD=AJPERES>. Hämtad: 30-04-2020.

- Holmes, L. A. (2013). *Interactions of Trace Metals with Plastic Production Pellets in the Marine Environment*. PhD thesis, University of Plymouth.
- Holmes, L. A., Turner, A., & Thompson, R. C. (2014). Interactions between trace metals and plastic production pellets under estuarine conditions. *Marine Chemistry*.
- Hu, S., Zhou, Y., Zhou, L., Huang, Y., & Zeng, Q. (2020). Study on the adsorption behavior of cadmium, copper, and lead ions on the crosslinked polyethylenimine dithiocarbamate material. *Environmental Science and Pollution Research*, 27(3), 2444–2454.
- Huber, M., Welker, A., & Helmreich, B. (2016). Critical review of heavy metal pollution of traffic area runoff: Occurrence, influencing factors, and partitioning. *Science of The Total Environment*, 541, 895–919.
- Hüffer, T. & Hofmann, T. (2016). Sorption of non-polar organic compounds by micro-sized plastic particles in aqueous solution. *Environmental Pollution*, 214, 194–201.
- Jakobsson, A. (2003). Tungmetaller och pah i ett efterbehandlingssystem för väg-dagvatten i gårda. <http://documents.vsect.chalmers.se/wet/2003exjobb/ex2003-019.pdf>. Hämtad: 09-03-2020.
- Kemakta Konsult AB Institutet för Miljömedicin, K. I. (2017). Datablad för polycykliska aromatiska kolväten (pah). <https://www.naturvardsverket.se/upload/stod-i-miljoarbetet/vagledning/fororenade-omraden/datablad-pah-20170518.pdf>. Hämtad: 26-03-2020.
- Kemikalieinspektionen (2014). Kartläggning av ftalater i varor i sverige. <https://www.kemi.se/global/pm/2014/pm-2-14-ftalater.pdf>. Hämtad: 27-03-2020.
- Kemikalieinspektionen (2016). Polycykliska aromatiska kolväten (pah). <https://www.kemi.se/prio-start/kemikalier-i-praktiken/kemikaliegrupper/polycykliska-aromatiska-kolvaten-pah#accept>. Hämtad: 26-03-2020.
- Kemikalieinspektionen (2019). Ftalater. <https://www.kemi.se/prio-start/kemikalier-i-praktiken/kemikaliegrupper/ftalater>. Hämtad: 27-03-2020.
- Koelmans, A. A. (2015). Modeling the Role of Microplastics in Bioaccumulation of Organic Chemicals to Marine Aquatic Organisms. A Critical Review. In M. Bergmann, L. Gutow, & M. Klages (Eds.), *Marine Anthropogenic Litter* (pp. 309–324). Cham: Springer International Publishing.

- Koelmans, A. A., Bakir, A., Burton, G. A., & Janssen, C. R. (2016). Microplastic as a Vector for Chemicals in the Aquatic Environment: Critical Review and Model-Supported Reinterpretation of Empirical Studies. *Environmental Science & Technology*, 50(7), 3315–3326.
- Kritzberg, E., Hasselquist, E., Škerlep, M., & m.fl. (2020). Browning of freshwaters: Consequences to ecosystem services, underlying drivers, and potential mitigation measures. <https://doi.org/10.1007/s13280-019-01227-5>. Hämtad: 5-05-2020.
- Lee, H., Shim, W. J., & Kwon, J. H. (2014). Sorption capacity of plastic debris for hydrophobic organic chemicals. *Science of the Total Environment*.
- Li, Z., Hu, X., Qin, L., & Yin, D. (2020). Evaluating the effect of different modified microplastics on the availability of polycyclic aromatic hydrocarbons. *Water Research*, 170, 115290.
- Livsmedelverket (2006). Dricksvatten från enskilda brunnar och mindre vattenanläggningar. https://www.livsmedelverket.se/globalassets/publikationsdatabas/handbocker-verktyg/handbok_enskilda_brunnar.pdf. Hämtad: 05-04-2020.
- Markiewicz, A., Björklund, K., Eriksson, E., Kalmykova, Y., Strömvall, A. M., & Siopi, A. (2017). Emissions of organic pollutants from traffic and roads: Priority pollutants selection and substance flow analysis. *Science of the Total Environment*, 580, 1162–1174.
- Marsalek, J., Jiménez-Cisneros, B., Malmquist, P.-A., Karamouz, M., Goldenfum, J., & Chocat, B. (2007). Urban water cycle processes and interactions. <https://en.unesco.org/themes/water-security/hydrology>. Hämtad: 07-05-2020.
- Martin, J. D. E. (2010). *A Dictionary of Science* (6 ed.). Oxford University Press.
- Mato, Y., Isobe, T., Takada, H., Kanehiro, H., Ohtake, C., & Kaminuma, T. (2001). Plastic Resin Pellets as a Transport Medium for Toxic Chemicals in the Marine Environment. *Environmental Science & Technology*, 35(2), 318–324.
- Miljöförvaltningen (2013). Miljöförvaltningens riktlinjer och riktvärden för utsläpp av förorenat vatten till recipient och dagvatten.
- Naturvårdsverket (2009). Riktvärden för förorenad mark: Modellbeskrivning och vägledning. Technical report, Stockholm.

- Naturvårdsverket (2008). Lakvatten från deponier. <https://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/620-8306-9.pdf?pid=3993>. Hämtad: 05-05-2020.
- Naturvårdsverket (2017a). Föroreningar i dagvat-
ten. <http://www.naturvardsverket.se/upload/miljoarbete-i-samhället/miljoarbete-i-sverige/regeringsuppdrag/2017/Foreningar-i-dagvatten.pdf?fbclid=IwAR3tJh-33UPhYPLsb6JhBUTiDcZhNlrjvWBYnXu6QaTCIPZbwYdJXiOrAHQ>. Hämtad: 13-02-2020.
- Naturvårdsverket (2017b). Gifter miljö: Kemikalier i vardagen. <http://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer6400/978-91-620-1301-1.pdf?pid=20849>. Hämtad: 27-03-2020.
- Naturvårdsverket (2017c). Mikroplaster: Redovisning av regeringsuppdrag och förslag på åtgärder för minskade utsläpp i sverige. <https://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer6400/978-91-620-6772-4.pdf?pid=20662>. Hämtad: 03-03-2020.
- Naturvårdsverket (2018). Zink i grundvatten. <http://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Statistik-A-0/Zink-i-grundvatten/>. Hämtad: 13-04-2020.
- Naturvårdsverket (2019a). Fakta om arsenik och arsenikföreningar. <https://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Manniska/Miljogifter/Metaller/Arsenik-As/>. Hämtad: 11-05-2020.
- Naturvårdsverket (2019b). Fakta om bly. <https://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Manniska/Miljogifter/Metaller/Bly-Pb>. Hämtad: 26-03-2020.
- Naturvårdsverket (2019c). Fakta om kadmium och kadmiumföreningar. <https://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Manniska/Miljogifter/Metaller/Kadmium/>. Hämtad: 13-04-2020.
- Naturvårdsverket (2019d). Fakta om koppar. <https://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Manniska/Miljogifter/Metaller/Koppar/>. Hämtad: 27-03-2020.
- Naturvårdsverket (2019e). Fakta om zink. <https://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Manniska/Miljogifter/Metaller/Zink/>. Hämtad: 13-04-2020.

Naturvårdsverket (2019f). Organiska miljögifter. <https://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Manniska/Miljogifter/Organiska-miljogifter/>. Hämtad: 13-05-2020.

Naturvårdsverket (2020a). Organiska miljögifter i sediment. <https://www.naturvardsverket.se/Stod-i-miljoarbetet/Vagledningar/Miljoovervakning/Bedomningsgrunder/Sediment/Organiska-miljogifter-/>. Hämtad: 30-04-2020.

Naturvårdsverket (2020b). Tillstånd, metaller i limniska sediment. <https://www.naturvardsverket.se/Stod-i-miljoarbetet/Vagledningar/Miljoovervakning/Bedomningsgrunder/Sediment/Tillstand-metaller/>. Hämtad: 30-04-2020.

Nightingale, E. R. (1959). Phenomenological Theory of Ion Solvation. Effective Radii of Hydrated Ions. *The Journal of Physical Chemistry*, 63(9), 1381–1387.

NSVA (2019). Skötseln av dagvattendammar förbättras för att säkra vattenkvaliteten i vattendrag. <https://www.nsva.se/nyheter/skotseln-av-dagvattendammar-forbatttras-for-att-sakra-vattenkvaliteten-i-vattendrag>. Hämtad: 13-05-2020.

O'Donovan, S., Mestre, N. C., Abel, S., Fonseca, T. G., Carteny, C. C., Cormier, B., Keiter, S. H., & Bebianno, M. J. (2018). Ecotoxicological Effects of Chemical Contaminants Adsorbed to Microplastics in the Clam *Scrobicularia plana*. *Frontiers in Marine Science*, 5, 143.

Pascall, M. A., Zabik, M. E., Zabik, M. J., & Hernandez, R. J. (2005). Uptake of Polychlorinated Biphenyls (PCBs) from an Aqueous Medium by Polyethylene, Polyvinyl Chloride, and Polystyrene Films. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 53(1), 164–169.

Rainieri, S., Conlledo, N., Larsen, B. K., Granby, K., & Barranco, A. (2018). Combined effects of microplastics and chemical contaminants on the organ toxicity of zebrafish (*Danio rerio*). *Environmental Research*.

Redelius, P. (u.å.). Bindemedel. <http://www.asfaltboken.se/bindemedel/>. Hämtad: 05-03-2020.

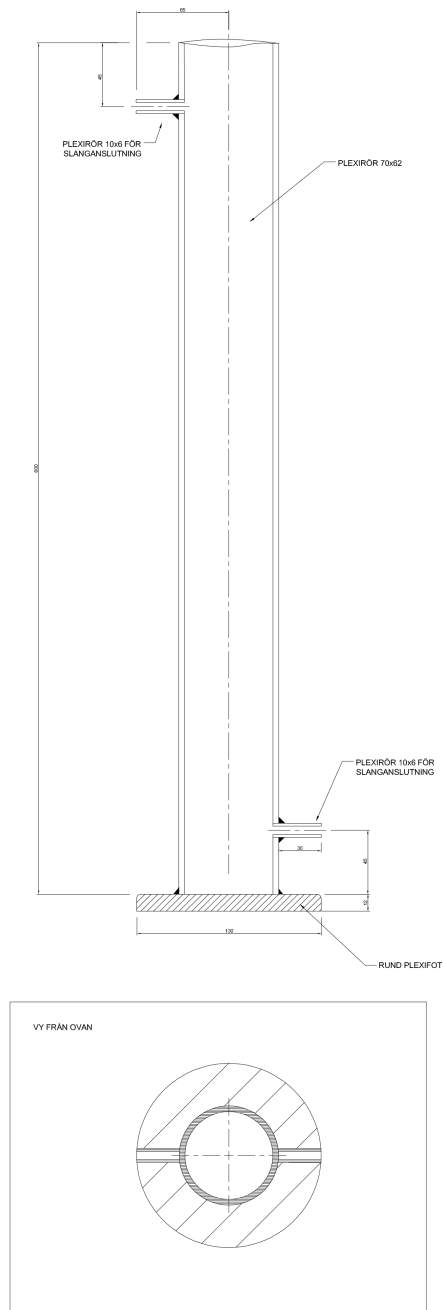
Renberg, R. (2014). Sources of microplastic pollution to the marine environment. <https://www.ltu.se/research/subjects/Geotechnical-engineering/2.58565/Materialatervinning>. Hämtad: 24-03-2020.

- Ribeiro, F., O'Brien, J. W., Galloway, T., & Thomas, K. V. (2019). Accumulation and fate of nano- and micro-plastics and associated contaminants in organisms.
- Rochman, C. M., Hoh, E., Hentschel, B. T., & Kaye, S. (2013). Long-Term Field Measurement of Sorption of Organic Contaminants to Five Types of Plastic Pellets: Implications for Plastic Marine Debris. *Environmental Science & Technology*, 47(3), 1646–1654.
- Rochman, C. M., Hoh, E., Kurobe, T., & Teh, S. J. (2013). Ingested plastic transfers hazardous chemicals to fish and induces hepatic stress. *Scientific Reports*, 3(1), 3263.
- Rodrigues, J. P., Duarte, A. C., Santos-Echeandía, J., & Rocha-Santos, T. (2019). Significance of interactions between microplastics and POPs in the marine environment: A critical overview. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 111, 252–260.
- SMHI (2017). Häftigare skyfall i framtida klimat. <https://www.smhi.se/forskning/forskningsnyheter/haftigare-skyfall-i-framtida-klimat-1.32213>. Hämtad: 05-05-2020.
- SMHI (2020a). Klimatindikator - nederbörd. <https://www.smhi.se/klimat/klimatet-da-och-nu/klimatindikatorer/klimatindikator-nederbord-1.2887>. Hämtad: 06-05-2020.
- SMHI (2020b). Ladda ner meteorologiska observationer. <https://www.smhi.se/data/meteorologi/ladda-ner-meteorologiska-observationer/#param=precipitation24HourSum,stations=all,stationid=71420>. Hämtad: 29-03-2020.
- Sørensen, L., Rogers, E., Altin, D., Salaberria, I., & Booth, A. M. (2020). Sorption of PAHs to microplastic and their bioavailability and toxicity to marine copepods under co-exposure conditions. *Environmental Pollution*, 258, 113844.
- Sundt, P., Schulze, P.-E., & Syversen, F. (2014). Sources of microplastic- pollution to the marine environment. <https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/M321/M321.pdf>. Hämtad: 24-03-2020.
- Svensson, G. (2017). Beräkningstips till p110. <https://www.svensktvatten.se/vattentjanster/rornat-och-klimat/klimat-och-dagvatten/berakningstips-p110/>. Hämtad: 27-03-2020.

- Sveriges miljömålsmyndigheter & Länsstyrelserna (uå). Sveriges miljömål. <http://sverigesmiljomal.se/miljomalen/>. Hämtad: 02-05-2020.
- Sörensen, A. & Wichert, B. (2009). *Asphalt and Bitumen*. Wiley-VCH Verlag GmbH Co.
- Trafikverket (2004). Vägar och gators utformning. https://www.trafikverket.se/contentassets/c59279808f514507b455b0293be882c0/00_vagmarkering_och_vagkantsutmarkning.pdf. Hämtad: 03-03-2020.
- Trafikverket (2019). Vägtrafikflödeskartan. <https://www.trafikverket.se>. Hämtad: 26-03-2020.
- Trafikverket (2020). Pmsv3 - information om belagda vägar. <https://pmsv3.trafikverket.se/Pages/EnkelSok/EnkelSokView.aspx>. Hämtad: 29-04-2020.
- Verbruggen, E. (2012). *Environmental risk limits for polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) for direct aquatic, benthic, and terrestrial toxicity*.
- Verschoor, A. (2015). Towards a definition of microplastics Considerations for the specification of physico-chemical properties (No. 2015-0116). Technical report, National Institute for Public Health and the Environment, Bilthoven, Nederländerna.
- Vollertsen, J., K, L., A, H., & Hvitved-Jacobsen, T. (2007). Treatment of urban and highway stormwater runoff for dissolved and colloidal pollutants.
- Vägverket, R. V. (2000). Rening av vägdagvatten. funktionsbeskrivning samt tillsyns-, drift- och underhållsinstruktion för sedimenteringsmagasin. <https://www.trafikverket.se>. Hämtad: 26-03-2020.
- Wagner, S., Hüffer, T., Klöckner, P., Wehrhahn, M., Hofmann, T., & Reemtsma, T. (2018). Tire wear particles in the aquatic environment - A review on generation, analysis, occurrence, fate and effects. *Water Research*, 139, 83–100.
- Zou, J., Liu, X., Zhang, D., & Yuan, X. (2020). Adsorption of three bivalent metals by four chemical distinct microplastics. *Chemosphere*.

Bilagor

A Ritning över kolonnerna



Figur A.1: Ritning över de kolonner som användes vid lakningstestet.

B Fullständiga resultat

B.1 Vattenanalyser

Tabell B.1: Tabellen visar den data som togs direkt i fält för vattnet i alla sedimentationsbrunnarna i Gårda, Göteborg med hjälp av en multiparameter

Brunn	pH -	Konduktivitet $\mu\text{S}/\text{cm}$	Redox mV	Do ppm	Tds ppm	Salinitet PSU	Turbiditet FNU	Temperatur $^{\circ}\text{C}$
1	7,8	1678	123,2	7,23	1434	1,48	866	3,18
2	7,9	1678	134	7,22	1449	1,5	888	2,96
3	7,9	1917	126,4	6,86	1664	1,73	819	2,7
4	8	1763	105,5	6,22	1511	1,57	652	3
5	8	2005	134,3	7,28	1732	1,81	820	2,83
6	8	2066	194	7,2	1773	1,85	756	3
7	7,8	2006	124,4	6,45	1752	1,83	557	3,37

Tabell B.2: Tabellen presenterar resultatet för zeta-potential analysen som gjordes för vattnet i samtliga sedimentationsbrunnar i Gårda, Göteborg.

Brunn	Laddning [mV]
1	-0,9
2	-1,2
3	-5,3
4	-0,2
5	-3,7
6	-1,7
7	-13,7

Tabell B.3: Tabellen presenterar resultatet för Hach-color analysen som gjordes för vattnet i samtliga sedimentationsbrunnar i Gårda, Göteborg.

Brunn	Absorbans [Pt-Co]
1	13
2	33
3	36
4	17
5	43
6	23
7	21

Tabell B.4: I denna tabell visas resultatet av TOC analysen som utfördes för samtliga sedimentationsbrunnar i Gårda, Göteborg.

Brunn	TOC [mg/l]	TN [mg/l]
1	7,62	0,3199
2	4,583	0,314
3	4,03	0,2943
4	3,785	0,3009
5	3,819	0,2674
6	3,435	0,2601
7	2,857	0,2498

Tabell B.5: I denna tabell visas resultatet av DOC analysen som utfördes för samtliga sedimentationsbrunnar i Gårda, Göteborg.

Brunn	DOC [mg/l]	TN [mg/l]
1	0,9477	0,2681
2	1,049	0,2362
3	0,9747	0,2496
4	0,8862	0,2276
5	1,404	0,2482
6	0,9961	0,2362
7	1,218	0,2331

Tabell B.6: Tabellen presenterar analysresultatet för TSS i samtliga sedimentationsbrunnar i Gårda, Göteborg. För prov 1 analyserades 100 ml vatten och för resterande prover användes 50 ml vatten för analysen

Brunn	Suspension [mg/L]
1	686,5
2	747,6
3	652,0
4	442,2
5	648,6
6	610,6
7	371,8

Tabell B.7: I tabellen visas koncentrationerna i $\mu\text{g/l}$ av enskilda och grupperade PAH:er i vattnet från samtliga sedimentationsbrunnarna i Gårda, Göteborg. Indelningen är enligt Tabell 1

Ämne	Brunn 1	Brunn 3	Brunn 6
Naftalen	0,041	0,044	0,031
Acenaftylen	0,034	0,09	0,076
Acenaften	0,0099	0,016	0,013
Fluoren	0,042	0,06	0,065
Antracen	0,86	1,6	0,4
Pyren	0,077	0,31	0,27
Fluoranten	0,73	1,4	1,3
Krysen	1	1,6	1,6
Bens(a)antracen	0,24	0,35	0,25
Bens(k)fluoranten	0,3	0,32	0,37
Bens(b)fluoranten	0,13	0,2	0,13
Bens(a)pyren	0,13	0,29	0,15
Benso(g,h,i)perylene	0,17	0,44	0,8
Dibens(a,h)antracen	0,15	0,69	0,2
Indeno(1,2,3-cd)pyren	0,027	0,023	0,035
Fluoranten	0,15	0,22	0,088
Summa PAH L	0,0849	0,15	0,12
Summa PAH M	2,709	4,97	3,635
Summa PAH H	1,297	2,533	2,033
Summa PAH 16	4,0909	7,653	5,788

Tabell B.8: Tabellen presenterar koncentrationerna av de metaller som analyserades i ofiltrerat vatten från samtliga sedimentationsbrunnar i Gårda, Göteborg. Värdena visas i µg/l.

Metall	Brunn 1	Brunn 2	Brunn 3	Brunn 4	Brunn 5	Brunn 6	Brunn 7
Cr	38	44	45	108	75	98	51
Fe	13 078	12 990	12 895	16 167	21 806	27 145	13 181
Ni	29	28	29	29	37	45	24
Cu	288	263	232	294	379	539	256
Zn	514	477	337	433	646	888	399
As	11	2	5	5	4	6	9
Cd	2	2	1	2	3	2	3
Pb	47,9	43,5	34,4	44,1	59,1	72,9	39,4

Tabell B.9: Tabellen presenterar koncentrationerna av de metaller som analyserades i filtrerat vatten från samtliga sedimentationsbrunnar i Gårda, Göteborg. Värdena visas i µg/l.

Metall	Brunn 1	Brunn 2	Brunn 3	Brunn 4	Brunn 5	Brunn 6	Brunn 7
Cr	10,03	9,33	13,16	15,08	16,52	28,06	22,45
Fe	177,73	76,67	117,7	157,92	235,78	173,51	342,41
Ni	13,08	15,40	13,92	11,96	17,08	16,38	18,65
Cu	113,77	112,23	109,71	115,77	117,03	137,36	128,52
Zn	19,89	2,50	173,55	0,00	20, 07	65,94	73,81
As	3,49	2,64	0,00	2,54	2,21	0,00	0,55
Cd	0,93	2,01	2,40	1,65	2,46	2,47	2,51
Pb	10,79	18,80	14,12	11,22	11,25	18,97	18,41

Tabell B.10: Tabellen visar resultatet av analysen för trafikpartiklar i vattnet från sedimentationsbrunn 3 och 6 i anläggningen i Gårda, Göteborg. I kategorin övrigt ingår bitumen och vägslitage. Värdena presenteras i styck partiklar, volymen vatten som analyserades är dock okänd. *För få partiklar för att göra en andra analys (duplikat).

Ämne	Brunn 3 < 20um	Brunn 3* 20-125um	Brunn 6 < 20um	Brunn 6 20-125um
Metall	51	23	13	2
Däckpartiklar	20	170	17	26
Mineral	1366	306	984	389
Organiska partiklar	29	147	25	67
Övrigt	69	4	40	213

B.2 Sedimentationsanalyser

Tabell B.11: Analysen av LOI utfördes två gånger för att få mer säkerhet i värdena. I tabellen visas andelen organiskt material för båda analyserna av sedimentet i samtliga sedimentationsbrunnar i Gårda, Göteborg.

Brunn	1. Andel Organiskt material [%]	2. Andel Organiskt material [%]
1	21,1	21,03
2	21,1	20,69
3	16,9	16,48
4	19,5	16,56
5	16,8	16,48
6	18,7	15,99
7	16,6	16,45

Tabell B.12: I tabellen visas koncentrationerna i $\mu\text{g}/\text{kg}$ torrsvikt sediment av grupperade PAH:er i sedimentet från sedimentationsbrunnar 1, 3, och 6 i Gårda. Indelningen är enligt Tabell 1.

Ämne	Brunn 1	Brunn 3	Brunn 6
Naftalen	84	110	110
Acenaftalen	39	29	33
Acenaftylen	89	120	120
Flouren	110	110	110
Fenantren	850	850	830
Antracen	230	260	260
Flouranten	1400	1400	1400
Pyren	2000	2100	2000
Bens(a)antracen	500	580	620
Krysen	620	620	710
Bens(b)flouranten	530	550	640
Bens(k)flouranten	300	260	300
Bens(a)pyren	380	510	580
Dibens(ah)antracen	150	220	220
Bens(ghi)perylene	770	1100	1100
Indeno(1,2,3-cd)pyren	310	490	560
Summa PAH L	212	259	263
Summa PAH M	4590	4720	4600
Summa PAH H	10960	12450	13110
Summa PAH 16	16262	18009	18593

Tabell B.13: Koncentrationer av samtliga analyserade ftalater, redovisade i mg/kg torrsvikt sediment, från sedimentationsbrunn 1, 3 och 6 i Gårda, Göteborg.

Ämne	Brunn 1	Brunn 3	Brunn 6
dimetylftalat	<0,050	<0,050	<0,050
dietylftalat	<0,050	<0,050	<0,050
di-n-propylftalat	<0,050	<0,050	<0,050
di-iso-butylftalat	0,14	0,11	0,11
di-n-butylftalat	0,18	0,15	0,11
di-pentylftalat	<0,050	<0,050	<0,050
di-n-oktylftalat	<1,0	<1,0	<0,80
DEHP (di-(2-etylhexyl)ftalat)	6,4	6,9	9,0
butylbensylftalat	<0,14	<0,060	<0,050
di-cyklohexylftalat	<0,30	<0,30	<0,35
DIDP (di-iso-decylftalat)	26	29	38
DINP (di-iso-nonylftalat)	86	93	110
di-n-hexylftalat (DNHP)	<0,050	<0,050	<0,050

Tabell B.14: Tabellen visar resultatet av analysen för trafikpartiklar i sediment från sedimentationsbrunn 3 och 6 i anläggningen i Gårda, Göteborg. I kategorin övrigt ingår bitumen och vägslitage. Värdena presenteras i styck partiklar, mängden sediment som analyserades är dock okänd. *För få partiklar för att göra en andra analys (duplikat).

Ämne	Brunn 3 < 20 µm	Brunn 3 20-125 µm	Brunn 6 < 20 µm	Brunn 6 20-125 µm
Metall	37	1	38	4
Däckpartiklar	51	27	40	43
Mineral	1216	281	835	664
Organiska partiklar	44	25	49	20
Övrigt	126	114	68	186

Tabell B.15: Tabellen presenterar koncentrationerna av de metaller som analyserades i sediment från samtliga sedimentationsbrunnar i Gårda, Göteborg. Värdena visas i µg/g sediment.

Ämne	Brunn 1	Brunn 2	Brunn 3	Brunn 4	Brunn 5	Brunn 6	Brunn 7
Cu	191,68	291,94	286,42	318,07	245,64	242,50	254,58
Zn	580,03	433,22	490,00	474,99	476,44	510,11	583,97
Cd	0,18	0,35	0,28	0,31	0,17	0,33	0,36
Pb	28,40	37,62	39,97	42,14	36,01	47,52	52,77
Fe	24 328,39	35 342,02	27 103,18	40 328,09	32 295,67	43 335,45	32 670,15
Cr	75,69	108,54	108,35	111,90	106,98	127,54	152,69
Ni	23,92	31,03	36,71	34,17	37,18	37,27	35,84
As	28,40	37,62	39,97	42,14	36,01	47,52	52,77

B.3 Lakningstest

Tabell B.16: I denna tabell är det samlat fullständiga resultat för de analyser (utom metaller) som gjordes på varje uttagning av lakvatten för sedimentationsbrunn 3 i Gårda, Göteborg

Provtagningsdatum	8/4 kl. 11.00	16/4 kl. 15.40	22/4 kl. 15.20	28/4 kl. 10.05
Volym [ml]	471	247	157	148
Tid[h]	162	358,67	502,17	641,1
TOC [mg/l]	499,2	392	287,7	158,1
DOC [mg/l]	506,2	390,8	295,1	158,2
TSS [mg/l]	42,2	93,6	91,1	50,4
pH	7,13	7,62	7,69	7,65
Konduktivitet [mV]	3,182	1,744	1,24	0,927
Redox [μ S/cm]	227,5	211,8	161,1	160,6
Do [ppm]	2,2	25,7	24,4	40,5
Turbiditet [FNU]	9,7	91,1	437	212
Temperatur [°C]	21,6	20,49	21,31	20,8

Tabell B.17: I denna tabell är det samlat fullständiga resultat för de analyser (utom metaller) som gjordes på varje uttagning av lakvatten för sedimentationsbrunn 6 i Gårda, Göteborg

Provtagningsdatum	8/4 kl. 11.00	16/4 kl. 15.45	22/4 kl. 15.25	28/4 kl. 10.15
Volym [ml]	375	196	150	149
Tid[h]	191	387,75	531,41	670,25
TOC [mg/l]	77,15	110,9	56,15	40,71
DOC [mg/l]	83,88	108,4	55,84	40,21
TSS [mg/l]	72,5	7,6	12,5	0,1
pH	8,35	8,73	8,6	8,44
Konduktivitet [mV]	2,771	2,42	1,162	0,797
Redox [μ S/cm]	195	182,9	170,5	158,3
Do [ppm]	2,86	30,9	35,5	42,2
Turbiditet [FNU]	13,8	10,3	1,4	1,47
Temperatur [°C]	20,83	20,76	21,24	20,46

Tabell B.18: Resultat av metallanalys i ofiltrerat lakat vatten från sediment från sedimentationsbrunn 3 i Gårda, redovisat i $\mu\text{g/l}$.

Ämne	Uttag 1	Uttag 2	Uttag 3	Uttag 4
Cr	29,18	20,71	39,18	14,55
Fe	1053,42	11059,19	542,01	16906,68
Ni	65,96	37,68	36,19	40,76
Cu	382,47	58,98	49,18	118,78
Zn	890,51	17,91	57,68	184,33
As	0	4,46	0	1,06
Cd	7,27	4,15	2,88	4,12
Pb	9,68	14,14	13,63	11,94

Tabell B.19: Resultat av metallanalys i ofiltrerat lakat vatten från sediment från sedimentationsbrunn 6 i Gårda, redovisat i $\mu\text{g/l}$.

Ämne	Uttag 1	Uttag 2	Uttag 3	Uttag 4
Cr	9,57	11,92	9,38	12,34
Fe	973,97	301,86	121,05	222,01
Ni	33,79	27,25	21,95	14,84
Cu	788,78	180,95	88,50	80,36
Zn	765,19	0	100,01	77,52
As	4,99	1,92	1,06	3,49
Cd	17,96	3,74	4,03	47,08
Pb	13,45	11,94	11,68	11,60

Tabell B.20: Resultat av metallanalys i filtrerat lakat vatten från sediment från sedimentationsbrunn 3 i Gårda, redovisat i $\mu\text{g/l}$.

Ämne	Uttag 1	Uttag 2	Uttag 3	Uttag 4
Cr	15,76	10,07	9,62	8,28
Fe	321,49	136,16	25 725,63	278,05
Ni	58,44	40,03	43,01	37,66
Cu	375,41	67,13	27,86	99,86
Zn	932,04	77,30	87,29	176,66
As	3,11	0,00	0,00	3,39
Cd	5,74	2,99	3,28	3,30
Pb	8,37	18,94	9,49	9,93

Tabell B.21: Resultat av metallanalys i filtrerat lakat vatten från sediment från sedimentationsbrunn 6 i Gårda, redovisat i $\mu\text{g/l}$.

Ämne	Uttag 1	Uttag 2	Uttag 3	Uttag 4
Cr	10,79	28,45	14,36	13,95
Fe	474,17	559,85	0	214,56
Ni	25,37	43,27	13,57	17,33
Cu	723,37	179,78	94,71	71,15
Zn	666,54	18,66	78,7	50,23
As	0,44	3,93	3,41	3,35
Cd	17,83	2,86	4,65	3,45
Pb	10,16	10,37	10,38	28,97

C Gränsvärden

Gränsvärden för PAH:er, metaller och alifater i vatten och sediment

Tabell C.22: Gränsvärden för PAH:er i sediment [$\mu\text{g}/\text{kg}$ torrsvikt] (Naturvårdsverket, 2020a)

Ämne	Klass 1	Klass 2	Klass 3	Klass 4	Klass 5
Naftalen		<4,9	4,9-19	19-63	>63
Acenaftalen			<5,5	5,5-33	>33
Flouren		<2,0	2,0-9,4	9,4-35	>35
Fenantren	<1,0	7,0-17	17-50	50-150	>150
Antracen	<1,0	1,0-3,1	3,1-11	11-45	>45
Flouranten	<18	18-45	45-140	140-390	>390
Pyren	<12	12-30	30-100	100-380	>380
Bens(a)antracen	<7,5	7,5-19	19-62	62-180	>180
Krysen	<11	11-26	26-67	67-200	>200
Bens(b)flouranten	<32	32-69	69-200	200-440	>440
Bens(k)flouranten	<11	11-28	28-79	79-180	>180
Bens(a)pyren	<12	12-31	31-99	99-240	>240
Dibens(ah)antracen	<4,4	4,4-8,9	8,9-27	27-79	>79
Bens(ghi)perylene	<22	22-62	62-180	180-400	>400
Indeno(1,2,3-cd)pyren	<24	24-76	76-220	220-530	>530
Summa PAH 11	<170	170-440	440-1200	1200-2800	>2800

Tabell C.23: Gränsvärden för metaller i sediment [$\mu\text{g}/\text{kg}$ torrsvikt] (Naturvårdsverket, 2020b)

Metall	Klass 1	Klass 2	Klass 3	Klass 4	Klass 5
Cu	<15	15-25	25-100	100-500	>500
Zn	<150	150-300	300-1000	1000-5000	>5000
Cd	<0,8	0,8-2	2-7	7-35	>35
Pb	<50	50-150	150-400	400-2000	>2000
Hg	<0,15	0,15-0,3	0,3-1,0	1,0-5	>5
Cr	<10	10-20	20-100	100-500	>500
Ni	<5	5-15	15-50	50-250	>250
As	<5	5-10	10-30	30-150	>150

Tabell C.24: Koncentrationen av Fe i Dricksvatten och lakvatten från en deponi [$\mu\text{g/l}$]. Deponivärdet är taget från (Naturvårdsverket, 2008) och dricksvattenvärdet från (Livsmedelsverket, 2006)

Källa	Värde
Dricksvatten	500
Deponi	1 600 - 43 000

Tabell C.25: Naturvårdsverkets generella riktvärden av alifater för förorenad mark [mg/kg TS]. KM = känslig markanvändning, MKM = mindre känslig markanvändning (Naturvårdsverket, 2009)

Ämne	KM	MKM
Alifat>C5-C8	12	80
Alifat>C8-C10	20	120
Alifat>C10-C12	100	500
Alifat>C12-C16	100	500
Alifat>C5-C16	100	500
Alifat>C16-C35	100	1000

Tabell C.26: Riktvärden för utsläpp av metaller i vatten till recipient (Miljöförvaltningen, 2013)

Ämne/Parameter	Riktvärden i utsläppspunkt
As	15 $\mu\text{g/liter}$
Cr	15 $\mu\text{g/liter}$
Cd	0,4 $\mu\text{g/liter}$
Pb	14 $\mu\text{g/liter}$
Cu	10 $\mu\text{g/liter}$
Zn	30 $\mu\text{g/liter}$
Ni	40 $\mu\text{g/liter}$
Hg	0,05 $\mu\text{g/liter}$
Bens(a)pyren	0,05 $\mu\text{g/liter}$
pH	6-9
Totalkväve	1250 $\mu\text{g/liter}$
TOC	12 $\mu\text{g/liter}$
TSS	25 $\mu\text{g/liter}$

Tabell C.27: Gränsvärden för PAH:er i vatten (Verbruggen, 2012)

Ämne	Riktvärden i utsläppspunkt [$\mu\text{g/liter}$]
Naphthalene	2
Acenphtylene	1.3
Acenaphthene	3.8
Fluorene	1.5
Phenatrene	1.1
Anthracene	0.1
Pyrene	0.023
Fluoranthene	0.12
Chrysene	0.07
Benzo(a)anthracene	0.012
Benzo(k)fluoranthene	0.017
Benzo(b)fluoranthene	0.017
Benzo(a)pyrene	0.01
Benzo(ghi)perylene	0.0082
Dibenz(a,h)anthracene	0.0014
Indeno(1,2,3-cd)pyrene	0.0027

D Konstanter och antaganden

Tabell D.28: Indata mängdberäkningar, värden för avrinningskoefficient och klimatkfaktor är hämtade från (Svensson, 2017), area uppskattad enligt Figur 4. Den dimensionerande händelsen och regnvaraktigheten är antagna värden.

Avrinnings koefficient, ϕ	[-]
Asfalt	0,8
Gräs	0,1
Klimatfaktor, k_f	[-]
< 1h	1,25
> 1h	1,2
Area, A	[ha]
Asfalt	2
Gräs	3,2
Dimensionerande händelse, T	[månader]
10 år	120
Regnvaraktighet, t_r	[min]
Kort regn	30
Mellanlångt regn	60
Långt regn	90

Tabell D.29: Antagna nederbördsmängder [mm]. All data är hämtad från SMHI:s mätstation i Gullbergsvass, Göteborg (SMHI, 2020b).

Tid	Nederbörd
Vecka	35,2
Månad	59,5
1 År	929,3
10 År	10 222