



UPPSALA  
UNIVERSITET

UPTEC W 16030

Examensarbete 30 hp  
November 2016

# Mikroplast i dagvatten och spillvatten

Avskiljning i dagvattendammar och anlagda  
våtmarker

---

Robert Jönsson



## REFERAT

### Mikroplast i dagvatten och spillvatten – Avskiljning i dagvattendammar och anlagda våtmarker

Robert Jönsson

Mikroplast, här definierat som plastobjekt mindre än 5 mm, befaras kunna göra stor skada på vattenlevande djur. Fram tills idag har studier av mikroplastreduktion främst utförts i kommunala avloppsreningsverk där mycket av plasten avskiljs. De stora spillvattenflödena gör ändå reningsverken till betydande utsläppspunkter av mikroplast till sjöar och hav. Information har hittills till stor del saknats om mikroplastförekomst i dagvatten, vilket ofta släpps ut orenat och i större volymer än spillvatten.

Förekomst av mikroplast  $>20 \mu\text{m}$  ( $>0,02 \text{ mm}$ ) har undersökts för tre tätorters dagvatten samt för två avloppsreningsverks utloppsvatten. Avskiljning av mikroplast har undersökts för två spillvattenvåtmarker och två dagvattendammar. Båda anläggningstyper är relativt billiga och effektiva när det gäller reduktion av tungmetaller och övergödande näringsämnen. Örsundsbro våtmark och våtmark Alhagen tar båda emot behandlat spillvatten från kommunala avloppsreningsverk. I våtmark Alhagen finns även ett inlopp för dagvatten från Nynäshamn. Till dagvattenanläggningen Korsängens vattenpark leds en stor del av Enköpings dagvatten, medan Tibbledammen tar emot det dagvatten som kommer från Kungsängen i Upplands-Bro kommun. Vatten från anläggningarnas inlopp och utlopp, samt från två punkter inuti våtmark Alhagen har pumpats genom  $20 \mu\text{m}$ -filter och  $300 \mu\text{m}$ -filter. Provtagningen har kompletterats med insamling av mindre vattenvolymer som har filtrerats på laboratorium. Kvantifiering av mikroplast har gjorts med hjälp av stereomikroskop och vanligt förekommande objekts material har undersökts genom FTIR-spektroskopi.

I våtmark Alhagens inkommande spillvatten var mikroplastkoncentrationen 4 objekt/liter, vilket liknar de koncentrationer andra svenska studier uppmätt i behandlat spillvatten. I inkommande vatten till Örsundsbro våtmark var koncentrationen över 950 objekt/liter, långt över vad andra svenska studier uppmätt i helt obehandlat spillvatten. I dagvatteninloppen var mikroplastinnehållet 5,4–10 objekt/liter, vilket indikerar på att mikroplastsutsläpp via dagvatten kan befaras vara minst lika stora som via spillvatten. I alla anläggningars inkommande vatten, förutom i våtmark Alhagens dagvatteninlopp, uppmättes höga koncentrationer av rödfärgade partiklar. Partiklarna kan vara av plast eller av annat okänt material och är till utseendet relativt lika de som andra studier påträffat i svenska kustvatten. Svarta partiklar påträffades i alla inflöden och ofta i mer än 100 gånger högre halter än de för mikroplast och röda partiklar, förutom i våtmark Alhagens spillvatteninlopp där de röda partiklarna var något fler. Partiklarna tros kunna vara däck- och vägrester eller förbränningspartiklar.

Alla anläggningar visade på en tydlig avskiljning, ofta 90-100 %, för mikroplast, svarta och röda partiklar  $>20 \mu\text{m}$ . Till följd av resultatet samt anläggningarnas variation i ålder, storlek och utformning bör dagvattendammar och anlagda våtmarker generellt kunna förväntas fungera som effektiva barriärer mot spridning av mikroplast, svarta partiklar och röda partiklar.

Nyckelord: mikroplast, dagvatten, spillvatten, anlagda våtmarker, dagvattendammar

*Institutionen för geovetenskaper, Uppsala universitet  
Villavägen 16, SE-752 36 Uppsala. ISSN 1401-5765*

## **ABSTRACT**

### **Microplastics in Stormwater and Sewage – Removal in Stormwater Ponds and Constructed Wetlands**

*Robert Jönsson*

Microplastics (MPs), here defined as plastic objects smaller than 5 mm, are suspected to cause great harm to fish when released into lakes and oceans. Studies of MP retention have until recently mainly been done for sewage treatment plants (STPs), where much of the plastics are shown to be retained in the sludge. However, due to large water flows in STPs, they can be seen as significant points for the spreading of MPs to recipient waters. Today there isn't much information to be found about MP contents in stormwater. Stormwater is often released untreated and depending on climate it can be released in greater volumes than sewage water from urban areas.

The occurrence of MPs  $>20\ \mu\text{m}$  ( $>0.02\ \text{mm}$ ) has been studied in two STP effluents, and in stormwater from three urban catchments. The retention of MPs has been studied for two stormwater ponds, and for two free water surface wetlands constructed for tertiary treatment of sewage. Wetland Alhagen and Örsundsbro wetland both receive the effluents of secondary STPs. In wetland Alhagen there is also a stormwater inlet from the town of Nynäshamn. To the stormwater pond Korsängens vattenpark, stormwater is lead from the town of Enköping, while the stormwater pond Tibbledammen receives stormwater from Kungsängen in Upplands-Bro municipality. Influent and effluent from the facilities, as well as water from two points within wetland Alhagen was pumped through  $20\ \mu\text{m}$  and  $300\ \mu\text{m}$  filters. In addition, water from every sampling point was collected in minor volumes for later filtration carried out in a laboratory. Quantification was done with microscopy and a number of objects were analyzed with FTIR spectroscopy for material determination.

In wetland Alhagen, the sewage inlet contained 4 MPs/liter, which is similar to results for STP effluents in other Swedish studies. In Örsundsbro wetland, the incoming water contained more than 950 MPs/liter, far greater than what other studies have shown for untreated sewage. The MP concentrations in the three stormwater inlets were between 5.4-10 MPs/liter. This indicates that untreated stormwater could be seen as a pathway for MPs at least as big as treated sewage. In almost all inlets, characteristic red particles were found in great numbers and in sizes of 20-300  $\mu\text{m}$ . Analysis of some of the red particles indicated that they contained plastic while others were of unknown materials. The particles had a similar appearance to red particles commonly found in Swedish coastal waters. Black particles, a kind of microscopic particles that may originate in tyre wear (i.e. MPs) or combustion, was also found in large quantities. Except for in the main influents of wetland Alhagen, where the number of red particles was slightly higher, the black particles were always found in far greater numbers than both regular MPs and red particles (often  $>100\text{x}$  greater).

The retention of MPs, black particles and red particles  $>20\ \mu\text{m}$  was high in all the facilities, often around 90-100 percent. Based on these results and the variation of size, design and year of construction, stormwater ponds and constructed free water surface wetlands can be seen as effective barriers against the spreading of MPs.

Key words: microplastics, stormwater, urban runoff, sewage, wastewater, constructed wetlands, stormwater ponds

*Department of Earth Science, Uppsala University  
Villavägen 16, SE-752 36 Uppsala. ISSN 1401-5765*

## FÖRORD

Detta examensarbete omfattar 30 högskolepoäng och avslutar 5 års studier på Civilingenjörsprogrammet i miljö- och vattenteknik vid Uppsala universitet. Listan är lång med personer som har varit till hjälp under projektets genomförande. Till att börja med vill jag tacka företaget WRS AB för en intressant frågeställning att bygga ett examensarbete kring. Som handledare har jag haft Daniel Stråe från WRS AB, tack för ett stort stöd och många givande diskussioner kring arbetet. Jag vill rikta ett tack till Fritjof Fagerlund vid Institutionen för geovetenskaper och Oona Lönnstedt vid Institutionen för ekologi och genetik som har delat på rollen som ämnesgranskare. Tack Kerstin Magnusson på IVL Svenska Miljöinstitutet för värdefulla tips och råd inför projektet samt svar på frågor som dykt upp kring analysresultat. Jag vill tacka Rikard Kärrbrant på Swerea KIMAB för hjälp under FTIR-analysen och Therese Karlsson på Göteborgs universitet för hjälp med att tolka dess resultat. Tack Lilian Forsberg, Onta Wanderoy och Afsaneh Ahmadzade vid Institutionen för biologisk grundutbildning för hjälp med materiel och labbtekniska frågor som dykt upp under de många och långa dagarna som spenderades i ett av institutionens laboratorier. Jag vill även tacka Jan Lindvall på Slangservice i Uppsala AB för hjälp med konstruktion av filterhållare.

Jag vill rikta ett stort tack till de organisationer och kommuner som har finansierat projektet och på så vis gjort det möjligt. Arbetet har genomförts med bidrag från Coalition Clean Baltic, kommunerna Enköping, Nynäshamn och Upplands-Bro samt från Länsstyrelsen i Uppsala Län, via anslag 1:12 Åtgärder för havs- och vattenmiljö för 2016. Sist men inte minst, vill jag tacka medarbetare i nämnda kommuner för svar på frågor om de anläggningar som har studerats.

*Robert Jönsson*

*Uppsala, november 2016*

## POPULÄRVETENSKAPLIG SAMMANFATTNING

### Mikroplast i dagvatten och spillvatten – Avskiljning i dagvattendammar och anlagda våtmarker

Robert Jönsson

Mikroplast är en benämning för väldigt små plastbitar. Det behövs ofta ett mikroskop för att kunna se dem och en vanlig definition för mikroplasts övre storleksgräns är 5 millimeter. Mikroplast släpps ut i stora mängder i sjöar och hav där den kan bli kvar i hundratals år på grund av långsam nedbrytning. Ett fortsatt utsläpp befaras kunna skapa stora miljöproblem då studier visar att mikroplasten kan skada vattenlevande djur. Ett exempel på en stor utsläppskälla för mikroplaster är bildäck, då slitage av dem skapar små partiklar som kan transporteras med dagvatten. Dagvatten är en benämning på det regn- och smältvatten som hindras från att infiltrera ner i marken till följd av en ökad mängd hårdgjorda ytor såsom hustak och asfalt. Dagvattnet rinner ofta ut helt orenat till sjöar och hav och uppkommer ofta i större volymer än avloppsvatten som är en känd spridningsväg för mikroplastutsläpp. I avloppsvattnet finns mikroplast från bland annat användning av hudvårdsprodukter och tvätt av kläder gjorda av plastfiber, exempelvis fleecetröjor. Flera undersökningar har visat att en stor del av avloppsvattnets mikroplast tas bort vid rening i avloppsreningsverk, men trots hög avskiljning tar sig ändå stora mängder mikroplast förbi reningsverken eftersom flödena är väldigt höga. Hittills har det till stor del saknats information både för hur mycket mikroplast det finns i dagvatten och för vilka metoder som kan ta bort mikroplast från vatten som släpps ut i sjöar och hav.

Två naturnära metoder som ofta används för att rena vatten är att anlägga våtmarker och dammar som vattnet får passera genom. Metoderna har visat sig vara både relativt effektiva och billiga för rening av andra typer av vattenföroreningar än mikroplast. Det finns många exempel på våtmarker som anlagts efter avloppsreningsverk för en ytterligare rening av spillvattnet, en annan benämning för avloppsvatten.

Förekomst av mikroplast i storlekar mellan 20 mikrometer (0,02 millimeter) och 5 millimeter har undersökts i tre tätorters dagvatten samt för två avloppsreningsverks utloppsvatten. Avskiljning av mikroplast har undersökts för två spillvattenvåtmarker och två dagvattendammar. Våtmark Alhagen och Örsundsbro våtmark tar båda emot behandlat spillvatten från kommunala avloppsreningsverk och i mitten av våtmark Alhagen finns ytterligare ett inlopp för dagvatten från Nynäshamn. Till dagvattenanläggningen Korsängens vattenpark leds en stor del av Enköpings dagvatten, medan Tibbledammen tar emot det dagvatten som kommer från Kungsängen i Upplands-Bro kommun. Vid provtagningen har vatten från anläggningarnas inlopp och utlopp, samt från två punkter inuti våtmark Alhagen pumpats genom filter med maskstorlekar om 20 och 300 mikrometer. Storlekarna har valts för att lättare kunna jämföra storleksfraktionerna med liknande studier där mikroplasthalter i havsvatten och spillvatten har undersökts. Provtagningen har kompletterats med insamling av mindre vattenvolymer som filtrerats på laboratorium. Kvantifiering av mikroplast har gjorts med hjälp av stereomikroskop och vanligt förekommande objekts material har undersökts genom FTIR-spektroskopi. FTIR-spektroskopi är en analysmetod där ett infrarött ljus får belysa ett okänt material, varefter ett spektrum över hur mycket ljus som absorberas fås fram. Materialet kan sedan bestämmas genom att undersöka spektrumets toppar som visar vilka kemiska bindningar som finns mellan atomerna.

I våtmark Alhagens inkommande spillvatten var mikroplastkoncentrationen 4 objekt/liter. Koncentrationen överensstämmer väl med koncentrationer andra svenska studier uppmätt avloppsreningsverks utgående spillvatten. I inkommande vatten till Örsundsbro våtmark var koncentrationen över 950 objekt/liter och långt över vad som enligt andra svenska studier uppmätts i helt obehandlat spillvatten. Den största delen av objekten från Örsundsbro våtmark var plastpartiklar av materialen polyamid och polyeten. I dagvatteninloppen var mikroplastinnehållet 5,4–10 objekt/liter, vilket indikerar på att utsläpp av mikroplast via dagvatten kan befaras vara minst lika stora som de utsläpp som sker via spillvatten. I alla anläggningars inkommande vatten, förutom i våtmark Alhagens dagvatteninlopp, uppmättes höga koncentrationer av rödfärgade partiklar. Partiklarna kan vara av plast eller av annat okänt material och är till utseendet relativt lika de som påträffats i svenska kustvatten i andra mikroplaststudier. En annan typ av mikroskopiskt små partiklar, svarta partiklar, påträffades i stora mängder i alla inflöden. Partiklarna tros kunna vara däck- och vägrester (då alltså en form av mikroplast) eller förbränningsrester från förbränning av fossila ämnen. Förutom i våtmark Alhagen, där röda partiklar var något fler, påträffades de svarta partiklarna ofta i mer än 100 gånger högre halter än för vanlig mikroplast och röda partiklar.

Det var en tydlig mikroplastavskiljning i alla anläggningar. Omkring 90-100 % av mikroplasten kan tas bort från vatten som får passera anlagda spillvattenvåtmarker eller dagvattendammar. Samma resultat gäller i de flesta fallen även för de svarta och röda partiklarna. De studerade anläggningarna är relativt olika med avseende på storlek, ålder och utformning. Denna variation tillsammans med den entydiga avskiljningen tolkas som att dagvattendammar och anlagda våtmarker generellt bör kunna förväntas fungera som effektiva barriärer mot spridning av mikroplast, svarta partiklar och röda partiklar.

## ORDLISTA

<b>Bitumen</b>	Petroleumbaserat material som används som bindemedel i asfalt och ofta innehåller polymerer för förbättrade egenskaper.
<b>BOD</b>	Biochemical Oxygen Demand. Ett mått på vattens innehåll av biologiskt nedbrytbar substans. Det är vanligt att mäta hur mycket syre som förbrukas i ett prov under 7 dagar, vilket ger benämningen BOD <sub>7</sub> .
<b>Bräddat spillvatten</b>	Spillvatten/avloppsvatten som släpps ut orenat från ledningsnät eller avloppsreningsverk vid exempelvis kraftiga flöden.
<b>Denitrifikation</b>	Biologisk process där mikroorganismer omvandlar nitrat till kvävgas. Processen utnyttjas ofta i avloppsreningsverk för att reducera vattnets kväveinnehåll.
<b>FTIR</b>	Fourier Transform Infrared spectroscopy. Mätmetod där ett materials eller ämnes absorberade ljusmängd mäts upp vid infraröd spektroskopi. Genom fouriertransformering omvandlas data till ett spektrum som ger möjligheten att identifiera det belysta materialet.
<b>Hydrolyis</b>	Kemisk sönderdelning av en molekyl efter addering av en vattenmolekyl.
<b>Nitrifikation</b>	Biologisk process där mikroorganismer omvandlar ammonium till nitrat. Processen utnyttjas ofta i avloppsreningsverk som ett steg i processen att minska vattnets kvävehalt.
<b>Oxidation</b>	Kemisk reaktion där en atom eller molekyl avger en eller flera elektroner. Ett exempel på oxidation är korrosion av järn i närvaro av vatten och syre.
<b>Personekvivalent, pe</b>	Mått på hur mycket föroreningar en genomsnittlig person ger upphov till i avloppsvatten. I Sverige definieras 1 pe som 70 gram BOD <sub>7</sub> /dag.
<b>Polymerer</b>	Stora molekyler uppbyggda av kedjor av repeterade identiska enheter eller olika enheter i varierande ordning. Plaster utgörs av polymerer.
<b>Recipient</b>	I miljösammanhang en sjö, vattendrag, hav eller mark som tar emot spillvatten eller dagvatten.
<b>Slamflykt</b>	Benämning för händelsen då avloppsslam följer med utgående vatten från ett avloppsreningsverk.
<b>Teoretisk uppehållstid</b>	Den tid vatten befinner sig i en anläggning beräknad utifrån medelflöde och anläggningsvolym.
<b>Totalfosfor</b>	Vattnets totala fosforinnehåll.
<b>Totalkväve</b>	Vattnets totala kväveinnehåll.



**Vågtal**

Inversen av våglängd och uttrycks inom spektroskopin ofta i enheten  $\text{cm}^{-1}$ .

**Översilningsyta**

Svagt sluttande och ofta vegetationsklädd yta som vatten får rinna över i reningssyfte.

# INNEHÅLLSFÖRTECKNING

1	Inledning.....	1
1.1	Problemformulering.....	1
1.2	Syfte och frågeställningar.....	2
1.3	Avgränsningar.....	2
2	Teori.....	3
2.1	Mikroplast.....	3
2.1.1	Definitioner.....	3
2.1.2	Källor och spridningsvägar.....	3
2.1.3	Egenskaper.....	3
2.1.4	”Röda partiklar”.....	4
2.1.5	Svarta partiklar.....	4
2.2	Dagvatten och spillvatten.....	5
2.3	Anläggningar för naturnära vattenrening.....	5
2.3.1	Dagvattendammar.....	5
2.3.2	Anlagda spillvattenvåtmarker.....	6
2.4	Metoder och resultat från tidigare studier.....	6
2.4.1	Filterval och provtagningsmetoder i tidigare studier.....	6
2.4.2	Mikroplast längs svenska kuster.....	7
2.4.3	Mikroplast i sjöar och floder.....	7
2.4.4	Mikroplast i svenska avloppsreningsverk.....	7
2.4.5	Mikroplast i norska avloppsreningsverk.....	8
3	Metod.....	9
3.1	Anläggningarna.....	9
3.1.1	Geografisk placering och provtagningsdatum.....	9
3.1.2	Örsundsbro våtmark.....	9
3.1.3	Våtmark Alhagen i Nynäshamn.....	11
3.1.4	Tibbledammen i Kungsängen.....	14
3.1.5	Korsängens vattenpark i Enköping.....	16
3.1.6	Sammanfattning av anläggningarnas skillnader och likheter.....	18
3.2	Utrustning.....	19
3.3	Provtagning.....	23
3.3.1	Provtagning och filtrering i fält.....	23
3.3.2	Filtrering på laboratorium.....	25

3.4	Analys .....	25
3.4.1	Mikroskopi .....	25
3.4.2	Smälttest .....	26
3.4.3	Materialanalys – FTIR .....	26
3.5	Hantering av kontaminationsrisker .....	27
3.6	Referensprover .....	28
3.7	Väderdata och flödesmätning .....	28
3.8	Insamling av övriga data .....	29
3.9	Beräkningar och statistisk analys .....	29
<b>4</b>	<b>Resultat .....</b>	<b>30</b>
4.1	Flöden och nederbörd .....	30
4.2	Förekomster i anläggningarnas inkommande vatten .....	32
4.2.1	Mikroplast .....	32
4.2.2	”Röda partiklar” .....	36
4.2.3	Svarta partiklar .....	37
4.3	Avskiljning och övriga provpunkters halter .....	39
4.3.1	Summering – allt mikroskräp .....	39
4.3.2	Mikroplast 20-300 µm .....	40
4.3.3	Mikroplast >300 µm .....	42
4.3.4	”Röda partiklar” .....	44
4.3.5	Svarta partiklar .....	46
4.3.6	Procentuell avskiljning och statistisk analys .....	49
4.4	Materialanalys – FTIR .....	52
<b>5</b>	<b>Diskussion .....</b>	<b>55</b>
5.1	Provtagning och analys .....	55
5.2	Flöden och nederbörd .....	55
5.3	Förekomster i spillvattenanläggningarna .....	56
5.3.1	Mikroplast 20-300 µm .....	56
5.3.2	Mikroplast >300 µm .....	57
5.3.3	”Röda partiklar” .....	57
5.3.4	Svarta partiklar .....	57
5.4	Förekomster i dagvattenanläggningarna .....	58
5.4.1	Mikroplast .....	58
5.4.2	”Röda partiklar” .....	58
5.4.3	Svarta partiklar .....	58

5.5	Avskiljning och olika processers inverkan .....	58
5.5.1	Avskiljning via översilningsyta .....	59
5.5.2	Flotation .....	60
5.5.3	Sedimentation .....	60
5.5.4	Filtrering genom växter.....	61
5.6	Materialanalys.....	61
5.7	Felkällor .....	62
5.8	Referensprover .....	62
5.9	Förslag på vidare studier .....	63
6	Slutsatser .....	64
7	Referenser .....	65
7.1	Litterära källor och internetreferenser .....	65
7.2	Muntliga källor.....	72
8	Bilagor.....	73
A	Provtagningsmetodik för all provtagning .....	73
B	Fullständiga diagram för avskiljning av mikroplast .....	76
C	Fullständiga diagram för avskiljning av ”röda partiklar” .....	78
D	Alla provers koncentrationer av mikroplast.....	79
E	Alla provers koncentrationer av ”röda partiklar” .....	84
F	Alla provers koncentrationer av svarta partiklar.....	87
G	Jämförelse av filter före och efter våtmark Alhagens översilningsyta .....	90

# 1 INLEDNING

Ett växande miljöproblem är de stora mängder mikroskopiskt små plastpartiklar som årligen släpps ut i sjöar, vattendrag och hav (Koehler et al., 2015). Fortsättningsvis används den, av Arthur et al. (2009), föreslagna definitionen att mikroplast är plastobjekt mindre än 5 millimeter. Mikrokräp i hav har beskrivits av som ett av vår tids största globala miljöhot (Depledge et al., 2013) och plast antas utgöra 60-80 % av det marina skräpet (Barnes et al., 2009). Slitage av bildäck beräknas vara en av de större landbaserade källorna för mikroplastutsläpp. Exempel på andra utsläppskällor är båtbottnfärg, målarfärg, skoslitage, hudvårdsprodukter med tillsatt plast och tvätt av syntetiska kläder (Lassen et al., 2015). Från enbart hudvårdsprodukter beräknas uppemot 40 ton mikroplast årligen tillföras Östersjön via spillvatten. I Östersjön ackumuleras plasten till följd av det långsamma vattenutbytet och det kan ta hundratals år innan den bryts ner (Lassen et al., 2015; SU Östersjöcentrum, 2015). Mikroplast riskerar att få förödande effekt på det marina livet då fisklarver som lever i vattendrag med idag vanligt förekommande mikroplastkoncentrationer föredrar plasten framför sin naturliga föda. Effekterna har visat sig vara flera, exempelvis minskad rädsla för rovfiskar, ökad dödlighet på grund av svält och minskat antal födslar (Lonnstedt & Eklov, 2016). Mikroplasten kan även fastna i vattenlevande djurs vävnader vilket innebär att den tar sig uppåt i näringskedjan. Via måltider kommer den slutligen till oss människor (Van Cauwenberghe & Janssen, 2014). Av antropogent mikroskopiskt skräp är det inte enbart plastpartiklar som återfinns i stora mängder till havs, utan även så kallade svarta partiklar. Benämningen används som ett samlingsnamn för små kol- och tjärliknande partiklar, vars exakta sammansättning är svårbestämd då de kan bestå av en mängd ämnen som satts samman, exempelvis delar från bildäck och flygaska med andra föroreningar adsorberade på deras yta (Magnusson & Norén, 2011). Att de kan komma från trafiken får stöd i en studie av vägdragvatten som visade på högt innehåll av just svarta partiklar (Jannö, 2016).

Då dag- och spillvatten, enligt Magnusson et al. (2016), bedöms vara två betydande spridningsvägar för mikroplast ut till sjöar och hav är det intressant att studera hur vattenreningsmetoder fungerar med avseende på just mikroplast. Få studier har gjorts på mikroplastreduktion i reningsanläggningar och de som har gjorts gäller kommunala avloppsreningsverk. Avloppsreningsverken kan avskilja 70-97 % av mikroplast >20 µm och utgör, till följd av de stora vattenflödena, en betydande utsläppspunkt för mikroplast (Magnusson, 2014; Magnusson & Wahlberg, 2014). Inga undersökningar har tidigare gjorts för avskiljning av mikroplast i anlagda våtmarker som kompletterande spillvattenrening. Sådana våtmarker är kostnadseffektiva för näringsavskiljning (Flyckt, 2010). Då 1,5 % av allt inkommande spillvatten beräknas bräddas ut från de svenska avloppsreningsverken (von Hofsten et al., 2009), fungerar en efterföljande våtmark även som buffert mot oönskade utsläpp. När det gäller dagvatten är en av de idag vanligaste metoderna för rening och fördröjning att anlägga dammar (Blecken, 2016). Det saknas dock både kunskap om hur mycket mikrokräp som sprids med dagvattnet liksom ifall dagvattendammar avskiljer just mikroplast (Magnusson et al., 2016).

## 1.1 PROBLEMFORMULERING

Mikroplastutsläppen till vattendrag, sjöar och hav är ett problem som inte kommer att kunna lösas utan effektiva reningsmetoder och begränsningar av utsläppskällor. Samtidigt är samhällets resurser begränsade, varför enkla och kostnadseffektiva

lösningar är av stort intresse. Med hänsyn till avsaknaden av tidigare undersökningar av våtmarkers och dagvattendammars förmåga att avskilja mikrokräp konstateras att det saknas grundläggande kunskap om spillvattenvåtmarkers och dagvattendammars potential att minska spridningen av mikrokräp till våra recipienter.

## **1.2 SYFTE OCH FRÅGESTÄLLNINGAR**

Syftet är att genom fält- och litteraturstudier undersöka om anlagda spillvattenvåtmarker och dagvattendammar motverkar spridning av mikroplast, samt om möjligt finna indikationer på vilka mekanismer som bidrar till eventuell avskiljning i dessa system. Följande två frågeställningar har formulerats:

- Hur ser förekomsten av mikroplast ut i spillvatten och dagvatten?
- Sker det någon avskiljning av mikroplast och i så fall hur stor är den i dagvattendammar och anlagda spillvattenvåtmarker?

## **1.3 AVGRÄNSNINGAR**

Då studien är utförd i östra Svealand har den en geografisk avgränsning och gäller främst ett nordiskt klimat. Undersökta anläggningar har främst öppna vattenytor och resultaten gäller inte våtmarkstyper där vattnet huvudsakligen transporteras under markytan. En avgränsning har gjorts att enbart undersöka anläggningar där det finns installationer som möjliggör vattenflödesmätning. Anläggningarna som valts ut är sådana där det sedan tidigare finns genomförda studier av vattenföring och reningsförmåga för bl.a. suspenderat material, näringsämnen och metaller. Provtagningen har utförts under sommarhalvåret vilket innebär att slutsatser enbart kan dras för denna årstid. Sediment har inte undersökts, utan studien omfattar mikroplast i vattenfas.

## 2 TEORI

### 2.1 MIKROPLAST

#### 2.1.1 Definitioner

För jämförbarhetens skull används Magnusson et al. (2016):s relativt breda definition av plast som ”konstgjorda polymerer, gjorda av petroleum eller av petroleum-biprodukter, men även av icke-syntetiska polymerer såsom naturgummi och polymermodifierad bitumen”, här enligt egen översättning. Definitionen liknar de som används i danska och norska sammanställningar av ländernas källor och spridningsvägar för mikroplast (Sundt et al., 2014; Lassen et al., 2015). Då gummi och bitumen ingår i definitionen inkluderas även däck- och vägslitage. En definition av mikroplast som plastpartiklar mindre än 5 mm har föreslagits av Arthur et al. (2009) efter en internationell forsknings-workshop om mikroplasters förekomst och effekt i marina miljöer. Den undre gränsen för mikroplast är, enligt Koehler et al. (2015), ofta beroende av bland annat mätutrustning. Även i denna studie används 5 millimeter som övre gräns, medan den nedre gränsen är satt till 20 µm av provtagnings- och analysmässiga skäl. Beskrivningar samt jämförelser görs dock av andra projekt där även mindre mikroplast undersökts. Mikroplast kan delas in de två kategorierna primär och sekundär mikroplast. Till primär mikroplast räknas sådan plast som blivit tillverkad för att ha just denna storlek medan sekundär mikroplast är plastpartiklar som uppstått genom fragmentering och slitage (Koehler et al., 2015).

#### 2.1.2 Källor och spridningsvägar

Den mikroplast som återfinns i marina miljöer har en mängd olika havs- och landbaserade källor. Till de havsbaserade källorna hör bland annat slitage av båtskrov i plast, båtbottnfärg och fiskeredskap (Lassen et al., 2015). Magnusson et al. (2016) anger slitage av däck och vägbeläggningar som den största källan för mikroplast i hav då syntetiska polymerer återfinns i både däck, asfalt och vägmarkeringar. Spridningsvägen för just denna mikroplast är via dagvatten och enbart i Sverige beräknas varje år ett bortslitage ske av över 13 000 ton vägbeläggning och däck. Det råder dock stor osäkerhet kring hur mycket av vägdammet som följer med dagvattnet och hur mycket som fastläggs i marken kring vägarna. Som näst största källa anges konstgräsplaner som varje år beräknas släppa ifrån sig 2 300-3 900 ton mikroplast, följt av klädtvätt med en årlig tillförsel av 180-2 000 ton mikroplast till spillvattnet (Magnusson et al., 2016). Till exempel kan tvätt av ett enda polyesterplagg med vikten 660 g avge 220-260 mg fibrer (Dubai & Liebezeit, 2013). Andra exempel på källor till mikroplast i vatten är nerskräpning, kosmetika och olika färger (Magnusson et al., 2016). Spillvattnets innehåll av mikroplast reduceras till stor del av behandling på reningsverk, vilket beskrivs mer i avsnitt 2.4, medan dagvatten ofta släpps ut obehandlat direkt till recipienten (Dagvattenguiden, 2015).

#### 2.1.3 Egenskaper

Densiteten för olika plastmaterial varierar, vissa har lägre densitet än vatten medan andra har högre, vilket påverkar deras flytförmåga och beteende i vatten (Hidalgo-Ruz et al., 2012). Det har dock påträffats liknande polymerer i både sediment och i den fria vattenmassan, vilket visar på att materialets ursprungliga densitet inte är helt avgörande för var plasten hamnar (Thompson et al., 2004). Detta kan bero på en mängd olika saker som till exempel att annat material adsorberas på partiklarnas yta, vilket då kan ändra partiklarnas egenskaper (Carr et al., 2015). En annan anledning till ändrade egenskaper kan enligt Norén et al. (2014) vara kemisk nedbrytning av

polymerernas kedjor, vilket främst sker då de utsätts för UV-ljus (Andrady et al., 1996). Det är inte enbart själva partiklarnas egenskaper som påverkar hur de rör sig i vattenmassorna, turbulens kan göra att partiklar som i normala fall sedimenterar istället håller sig flytande (Guha, 2008; Kukulka et al., 2012). Att plast kan fungera som ett långväga transportmedel för marina mikroorganismer är känt (Winston, 1982) och just detta kan innebära stora problem i ekosystem som utsätts för tidigare främmande arter (Gregory & Ryan, 1997). I avloppsreningsverk bedöms sedimentering ha en avgörande betydelse för mikroplastavskiljning (Magnusson & Wahlberg, 2014) och även i marina miljöer återfinns stora mängder mikroplast i bottensediment (Fischer et al., 2015). Även behandlingsmetoden flotation har i avloppsreningsverk visat på god avskiljning då mikroplasten fastnar i slammet som sedan kan skrapas bort från vattenytan (Carr et al., 2015). Det är vanligt att slammet används som gödselmedel inom jordbruk och det är idag oklart vilken effekt mikroplasten i slammet har på naturen när det sprids (Lassen et al., 2015).

#### **2.1.4 ”Röda partiklar”**

I flera tidigare studier av mikroplastförekomst i marina miljöer har stora mängder rödfärgade partiklar påträffats (Norén et al., 2009, 2014, 2015). Då 14 platser längs svenska västkusten undersöktes, mättes koncentrationer av röda partiklar större än 10 µm upp om 4-534 partiklar/liter vatten (Norén et al., 2014). Senare när 16 platser längs Skånes kust undersöktes, uppmättes röda partiklar av samma storlek i koncentrationer av 5-737 partiklar/liter vatten (Norén et al., 2015). Partikeltypen har även påträffats i ett prov där smältvatten från en stadsgata analyserats. De funna röda partiklarna har haft varierande form, men anges att oftast ha varit platta (Norén et al., 2009). Analyser av partiklarna har visat att de kan ha olika härkomst. Norén et al. (2014) skriver att en del av partiklarna innehåller olika plaster och benämner dem som potentiell båtbottnfärg, då materialanalyser har visat innehåll av epoxipolymer som är vanlig i just båtbottnfärg. Andra analyser har visat att de röda partiklarna även kan ha annat ursprung då en analyserad partikel bedömdes vara en rostflaga till följd av dess höga järninnehåll (Norén et al., 2009). Då dessa karakteristiska partiklar kan förekomma i mycket höga koncentrationer i vatten och, till skillnad från tydliga och röda mikroplastpartiklar, kan bestå av plast eller andra material utreds de separat i denna studie. För att skilja dem från andra rödfärgade mikroplastpartiklar som med större säkerhet kan definieras som plast, benämns de hädanefter som ”röda partiklar”.

#### **2.1.5 Svarta partiklar**

Liksom för ”röda partiklar” visar undersökningar utförda i svenska kustvatten att svarta partiklar förekommer i höga koncentrationer. Längs norska kusten har halter mellan 8 och 799 partiklar/liter mätts upp vid filterning med 10 µm-filter (Norén & Naustvoll, 2011). Ännu högre halter har uppmätts då vägdagvatten från en motorväg i Göteborg filterades genom 20 µm-filter. Då uppmättes halter upp till 1 050 partiklar/liter vatten (Jannö, 2016). Även i spillvatten kan det förekomma höga halter av svarta partiklar (Talvitie & Heinonen, 2014). Partiklarna beskrivs som djupt svarta och det finns olika teorier om deras ursprung. Det kan handla om flygaska från förbränning, oljespill liksom slitage av däck och vägbeläggning (Norén & Naustvoll, 2011). Då väg- och däckslitage, enligt Magnusson et al. (2016), bedöms kunna vara den största källan till mikroplast i hav och sprids via dagvatten, utreds även de svarta partiklarna separat.



## 2.2 DAGVATTEN OCH SPILLVATTEN

Dagvatten kallas det vatten som alstras inom bebyggda områden och på vägar till följd av nederbörd. Dagvattnet för med sig föroreningar från bland annat trafik och atmosfärisk deposition (Dagvattenguiden, 2015). I dagvatten från vägar återfinns, förutom däckrester och bortslitet beläggingsmaterial, även tungmetaller som bly, zink och kadmium. Via trafiken hamnar även cancerframkallande polyaromatiska kolväten, PAH:er, i väg dagvattnet (Lindgren, 1998). Från växtrester och djuravföring återfinns även näringsämnen såsom fosfor och kväve i väg dagvattnet (Trafikverket, 2011). Olika flödesförhållanden påverkar vattnets föroreningshalter och exempel på hur halterna kan koncentreras i samband med nederbörd efter en längre period torka ges av Karlsson och Öckerman (2016), där de i flödesproportionella provtagningar fann mångdubbelt högre tungmetallhalter i dagvatten vid ett kraftigt regntillfälle som inträffat efter flera veckor utan några större regnmängder.

Varje år renas 1,5 miljarder m<sup>3</sup> spillvatten i svenska avloppsreningsverk. Spillvatten kommer från mindre industrier, kontor, serviceinrättningar samt toalett-, bad-, disk- och tvättvatten i hushåll. Det är vanligt att även dagvatten och dräneringsvatten tas emot av reningsverken. Innehållet i spillvattnet är, förutom biologiskt nedbrytbart material och övergödande näringsämnen såsom fosfor och kväve, även patogener, kemikalier och tungmetaller. Även om teknikerna för spillvattenrening varierar, sker reningen oftast i olika steg genom mekanisk, kemisk och biologisk rening (Svenskt Vatten, 2016a; b). Då det är känt att gifter, läkemedelsrester och andra skadliga föroreningar förekommer i spillvatten (Beelen, 2007) finns risken att mikroplast blir transportmedel och extra spridningsväg för just dessa (Derraik, 2002).

För att ge en enkel bild av hur dagvatten och spillvatten kvantitetsmässigt förhåller sig till varandra kan exemplet Kungsängen användas. Stadens dagvatten leds till en dagvattendamm vars medelflöde är känt. Invånarantalet är 9 382 personer och en person beräknas ge upphov till 170 liter spillvatten per dygn (Naturvårdsverket, 2006; Statistiska centralbyrån, 2010). Avrundat ger Kungsängens befolkning alltså upphov till 1600 m<sup>3</sup> spillvatten per dygn, vilket är en dryg tredjedel av dammens dagvattenflöde som, enligt Andersson et al. (2012), i medel är 4 300 m<sup>3</sup>/dygn. Med detta som bakgrund kan antagandet göras att ett en större mängd dagvatten än spillvatten släpps ut i recipienter kring tätorter. Dock skiljer sig förhållandet antagligen åt från stad till stad då befolkningens mängd respektive ytareor för dagvattenuppkomst varierar, liksom nederbördsmängd.

## 2.3 ANLÄGGNINGAR FÖR NATURNÄRA VATTENRENING

### 2.3.1 Dagvattendammar

Ett av de vanligaste sätten att utjämna, fördröja och rena dagvatten är leda det till dagvattendammar (Blecken, 2016). Där sker framför allt sedimentation av suspenderade partiklar (Andersson et al., 2013), vilket kan ge en effektiv avskiljning av partikelbundna föroreningar (Pettersson, 1999). Andra reningsprocesser som sker i dammar är, beroende på deras utformning, denitrifikation av nitratkväve och växters upptag av näringsämnen. Vegetation i dammarna kan bidra till att föroreningar filtreras bort och skapar påväxtytor för bakterier som bidrar till reningen. På växterna kan även oljeföroreningar fastna och därefter brytas ner i solljus. För att föroreningarna inte ska återgå till vattnet när växterna dör kan de skördas för borttransport. Om dammens utlopp är placerat under vattenytan motverkas föroreningar med lägre densitet än vatten från att lämna dammen, vilket gynnar avskiljning av exempelvis olja. Utlopp under vattenytan gynnar även dammens

syreomsättning genom att uppvärmt inkommande vatten hindras från att enbart transporteras längs ytan (Andersson et al., 2013). Om dammar kortsluts och vattnet tar genvägar riskerar sediment att röras upp, vilket gör att ackumulerade föroreningar följer med utflödande vatten. För att bättre utnyttja dammens volym och minska risken för pluggflöden bör grundläggande designprinciper följas. Till exempel kan öar placerade vid dammens inlopp och tvärgående vallar under vattenytan gynna den hydrauliska effektiviteten (Persson, 2000).

### **2.3.2 Anlagda spillvattenvåtmarker**

Även om konventionella reningsverk normalt klarar av att rena spillvatten så att lagstadgade utsläppskrav uppfylls, går det inte att kalla det reade spillvattnet för naturligt vatten. Jämfört med ekologiskt friskt vatten innehåller det konventionellt reade spillvattnet ofta högre halter av näringsämnen och patogener, samtidigt som syrehalten och biodiversiteten är låg (Schreijer et al., 2000 refererad i R. Kampf & R.M.van den Boomen, 2013). Ett sätt att efterbehandla reat spillvatten är att anlägga våtmarker. Om de är väl designade sker även i dessa de reningsprocesser som i föregående avsnitt beskrivs för dagvattendammar. Här gynnas dock, av främst mikrobiell aktivitet, kväverenande processer och nedbrytning av organiskt material särskilt mycket tack vare varierande djup, rik växtlighet och relativt hög vattentemperatur. (Andersson & Kallner, 2002). Idag finns det över 1 800 anlagda våtmarker i Sverige som anlagts med syften som näringsreduktion och ökad biologisk mångfald (SMHI, 2012). Förutom våtmarkernas redan nämnda fördelar och deras uppenbara funktion som barriär vid bräddning och slamflykt i reningsverken, har de även en relativt god förmåga att ta bort läkemedelsrester (Breitholtz et al., 2012). De bidrar också till att nå de två svenska miljö kvalitetsmålen, Myllrande våtmarker och Ingen övergödning (Naturvårdsverket, 2012).

## **2.4 METODER OCH RESULTAT FRÅN TIDIGARE STUDIER**

### **2.4.1 Filtrerval och provtagningsmetoder i tidigare studier**

I mikroplastens relativt korta forskningshistoria har den vanligaste provtagningsmetoden till havs varit att tråla vattenytor med planktonnät med maskstorlekar på 300-335  $\mu\text{m}$  för att sedan analysera det som fastnat (Hidalgo-Ruz et al., 2012; Rocha-Santos & Duarte, 2015). Två stora nackdelar finns dock med metoder där vattenytor trålas efter mikroplast. Den ena är att tjocka lager växt- och djurplankton försvårar analys av mindre partiklar och den andra är att de saknar möjlighet till referensprov för att kvantifiera metodikens och omgivande lufts möjliga kontamination av proven (Norén et al., 2014). Då den största andelen mikroplast i vattenmiljöer understiger 300  $\mu\text{m}$  har på senare tid även finare filter börjat användas vid provtagning. Vid ett flertal tillfällen har 20  $\mu\text{m}$ -filter använts eftersom partiklar i den storleken är de minsta som går att analysera med enkel analysmetodik såsom stereomikroskopi. Mindre storlekar kräver mer avancerade och tidskrävande metoder (Magnusson & Wahlberg, 2014; Talvitie & Heinonen, 2014). När finare filter än 300  $\mu\text{m}$  har använts har vattnet ofta pumpats genom dessa eller filtrerats på laboratorium med hjälp av undertryck (Norén, 2007; Leslie et al., 2013; Enders et al., 2015). Det finns idag ingen standard för mikroplastprovtagning, men rekommendationer finns om att parallell provtagning med både 300  $\mu\text{m}$ -filter och finare filter bör ske för ökad jämförbarhet inför framtagande av en framtida standard (Magnusson & Norén, 2014). European Commission et al. (2013) menar att storleksintervallet 20  $\mu\text{m}$ -5 mm bör användas för kvantifiering av mikroplast funnen i marina miljöer och att objekten ska kategoriseras utifrån färg, form och storlek.

#### **2.4.2 Mikroplast längs svenska kuster**

I syfte att ta fram ett protokoll för insamling och identifiering av mikroskopiska antropogena partiklar, utfördes 2011 vattenprovtagning från bryggor på 21 platser längs svenska kusten ifrån norska gränsen till Gävle. Som insamlingsmetod användes en bensindriven vattenpump med ett filter monterat på dess insugsslang, där vattnet filtrerades för att fastlägga mikroskopiska plastpartiklar. Två typer av filter med maskstorlekarna 10 µm respektive 300 µm användes. Genom det grövre filtret pumpades 1-2 m<sup>3</sup> vatten och genom det finare kunde 4-10 liter vatten pumpas innan det satte igen. Filterinnehållet analyserades under lupp med 40 gångers förstoring samt ljusmikroskop med 100 gångers förstoring. Partikelkoncentrationerna var nästan 2 500 gånger högre i 10 µm-filtren jämfört med de i 300 µm-filtren. I 300 µm-filtren fann man 0-2,5 plastfragment/m<sup>3</sup>, medan misstänkta antropogena partiklar inklusive svarta partiklar större än 10 µm i genomsnitt var 32 objekt/liter (Magnusson & Norén, 2011).

#### **2.4.3 Mikroplast i sjöar och floder**

Med samma metod som Magnusson och Norén (2011) använde i sin studie av mikrokräp i svenska kustvatten, undersöktes koncentrationer av antropogent mikrokräp i Mälaren under 2012. Vatten pumpades genom 300 µm-filter vid 16 olika platser i sjön. Resultatet visade att en kubikmeter vatten innehöll 0-28 objekt av främst blå fibrer som antogs vara bomull eller ylle. Ett fåtal plastpartiklar och svarta partiklar noterades i en del prover. De sistnämnda räknades dock inte med i studien. Här definierades det antropogena mikrokräpet som objekt upp till 3 mm (Landbecker, 2012).

Under juni 2014 utfördes provtagning på elva platser längs floden Rhen, en av Europas största floder och med utlopp i Nordsjön. Proverna togs längs ytan genom att ett planktonnät med en porstorlek på 300 µm trälades efter båt längs varierande sträckor. Innehållet analyserades under stereomikroskop. I medel registrerades 0,9 mikroplastobjekt/m<sup>2</sup> trälad vattenyta. Av funnen mikroplast analyserades 118 partiklar med hjälp av FTIR-spektroskopi (Fourier Transform Infrared Spectroscopy). Resultaten visade att 30 % var av polystyren och 17 % av polypropen. Övriga partiklar bestod av bland annat akrylat, polyester och polyvinylklorid. Författarna skriver att 86,4 % av de analyserade partiklarna bestod av några av världens mest producerade plaster (Mani et al., 2015).

#### **2.4.4 Mikroplast i svenska avloppsreningsverk**

Fyra svenska avloppsreningsverk ingick i en studie om mikroplast utförd mellan november 2013 och april 2014. Enligt Magnusson & Wahlberg (2014) samlades volymer om 1-8 liter inkommande vatten upp med hink och filtrerades först genom 300 µm-filter och sedan genom 20 µm-filter kopplat till vattensug. För utgående vatten samlades prover om 4-9 liter upp för att filteras genom 20 µm-filter. Filtrering av utgående vatten genom 300 µm-filter utfördes genom att filtret monterades på inloppsslangen till en vattenpump som pumpade volymer om 0,8-1 m<sup>3</sup>. Filtrena analyserades under stereomikroskop och ett antal av funna partiklar analyserades med FTIR-spektroskopi. Analysen visade att funnen mikroplast bland annat var av materialen polyeten, polypropen, akrylat och polyamid. Pilotanläggningen Hammarby Sjöstadsverk tog vid provtillfällena emot samma typ av spillvatten som Henriksdal och hade samma reningsprocesser förutom att sandfiltret var utbytt mot membranfilter. Där visade resultaten 10 gånger lägre utloppshalter jämfört med Henriksdal. Mikroplastkoncentrationerna i inkommande vatten till reningsverken

varierade mellan 20 och 80 objekt/liter för mikroplast >20 µm. För samma storlekar var utgående halter i alla verk 0,2-3,9 mikroplastobjekt/liter, förutom i Ryaverket där koncentrationerna vid två provtagningsstillfällena var 9,3 och 15,2 objekt/liter. För mikroplast >300 µm var inloppskoncentrationerna 60-80 objekt/m<sup>3</sup> (Magnusson & Wahlberg, 2014). Resultaten för reningsverkens avskiljning är sammanställda i tabell 1. Långeviksverket undersöktes även i en liknande, separat studie som visade medelkoncentrationer på cirka 8 mikroplastobjekt ≥300 µm per m<sup>3</sup> renat spillvatten (Magnusson & Norén, 2014).

Tabell 1. Mikroplastavskiljning i tre svenska avloppsreningsverk. Tabellen är baserad på data från Magnusson & Wahlberg (2014). Standardavvikelser från studien redovisas inte och information om belastning och avskiljning saknas för pilotanläggningen Hammarby Sjöstadsvverk

Anläggning	Reningsmetoder	Belastning	Avskiljning ≥300 µm	Avskiljning ≥20 µm
		[pe]	[%]	[%]
Henriksdal	Kemisk/biologisk +sandfilter	750 000	98,9	90,3
Ryaverket	Kemisk/biologisk + skivfilter	740 000	99,9	69,9
Långeviksverket	Kemisk/biologisk	12 000	99,5	87,0

#### 2.4.5 Mikroplast i norska avloppsreningsverk

Under 2014 utfördes en studie av mikroplast i tre norska avloppsreningsverk där 20 och 300 µm-filter användes för filtrering av inkommande och utgående vatten. Vid alla provplatser samlades vatten in i plastdunkar för att sedan filtreras under vakuum. För utgående vatten som filtrerades genom 300 µm-filter användes vattenpump med filtret monterat på insugsslangen. De filtrerade volymerna varierade mellan 0,25 liter och 230 liter beroende på filter och vattnets halt av organiskt material. Reduktionen av mikroplast >20 µm varierade mellan 87,6 och 97,0 % i anläggningarna (Magnusson, 2014). Resultaten visas i tabell 2.

Tabell 2. Mikroplasthalter i tre norska avloppsreningsverk. Värden som enbart angivits som objekt per pe och timme är här omräknade med hjälp av uppgifter för aktuellt flöde, belastning och medelretention (Magnusson, 2014). Notera att mikroplastkoncentrationerna presenteras som antal objekt/m<sup>3</sup> vatten

		Fuglevik	Tönsberg	VEAS
Belastning	[pe]	85 000	185 000	700 000
Inflöde MP ≥300 µm	[m <sup>-3</sup> ]	7 400	11 320	23 100
Inflöde MP ≥20 µm	[m <sup>-3</sup> ]	57 930	26 210	47 300
Utflöde MP ≥300 µm	[m <sup>-3</sup> ]	47,3	300	22,6
Utflöde MP ≥20 µm	[m <sup>-3</sup> ]	5 390	3 240	2 100

## 3 METOD

### 3.1 ANLÄGGNINGARNA

#### 3.1.1 Geografisk placering och provtagningsdatum

De anläggningar som undersöktes är Örsundsbro våtmark i Örsundsbro, våtmark Alhagen i Nynäshamn, Tibbledammen i Kungsängen och Korsängens vattenpark i Enköping. Provtagningar utfördes vid ett tillfälle per anläggning under perioden 26 april-25 maj 2016. Se figur 1 för anläggningarnas geografiska placeringar och provtagningsdatum.



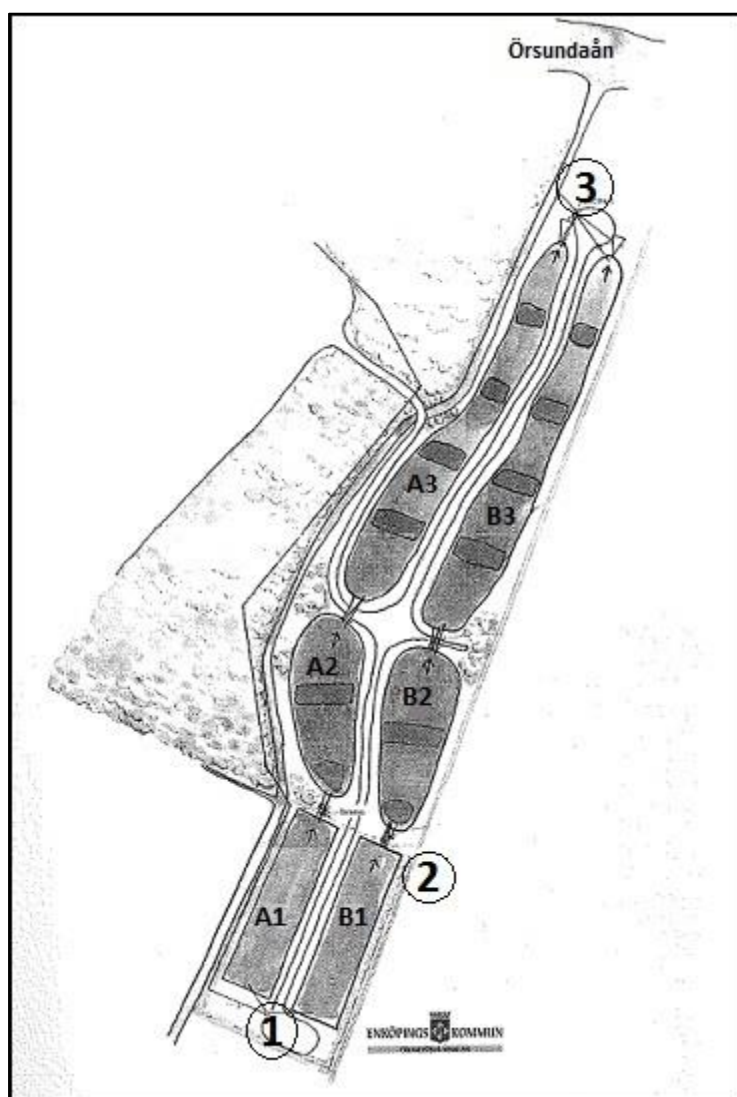
Figur 1. Karta över anläggningarnas geografiska placering. (A) Örsundsbro våtmark, provtagningsdatum 3 maj 2016. (B) Korsängens vattenpark, provtagningsdatum 26 april 2016. (C) Tibbledammen, provtagningsdatum 2 maj 2016. (D) Våtmark Alhagen, provtagningsdatum 24-25 maj 2016. Kartan är en modifierad del från Lantmäteriet (2016).

#### 3.1.2 Örsundsbro våtmark

##### 3.1.2.1 Beskrivning av anläggningen

Örsundsbro avloppsreningsverk tar emot spillvatten från 1 430 pe och renar vattnet genom mekanisk, biologisk och kemisk rening. Innan det släpps ut till recipienten Örsundaån leds det genom Örsundsbro våtmark (Enköpings kommun, 2016a). Våtmarken anlades 1999 för efterpolering av det renade spillvattnet och då främst för reducering av BOD och fosfor. Dess totala area är 1,6 hektar som fördelar sig på två identiska, parallella dammsystem, som körs växelvis vid reguljär drift. Varje dammsystem består av tre dammar där den första har syftet att gynna sedimentation

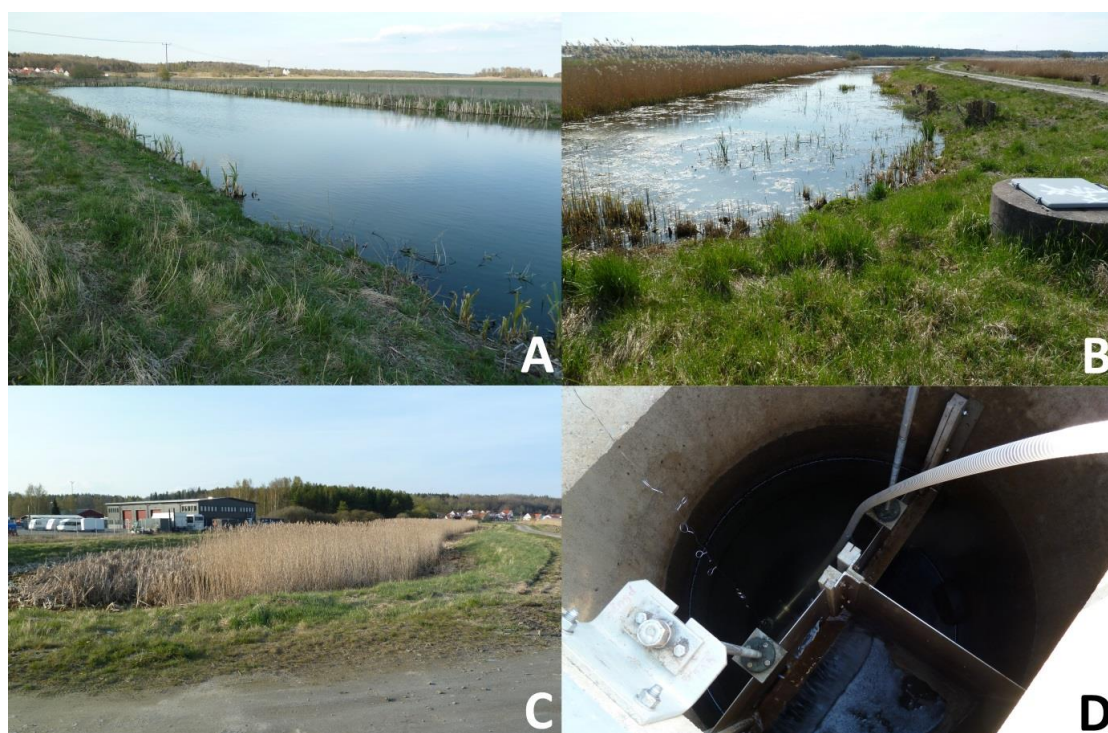
av fosfor tack vare ett djup på cirka 1 meter och en mestadels öppen vattenyta. De grundare dammarna, två och tre, är normalt sett till stor del täckta av vegetation, men har ett antal tvärgående, öppna zoner med djupet 1,4 meter i syfte att skapa bättre spridning av vattnet. Mellan dammarna finns grunda stenpartier i syfte att syresätta vattnet (Marmbrant, 2000 i Flyckt, 2010). Vid provtagningen var den västra dammserien avställd och torrlagd för att möjliggöra rensning. Vattnet leddes endast genom den östra dammserien, vilken rensades på sediment under våren 2015 (Enköpings kommun, 2016a). Vattnets teoretiska uppehållstid är 3,5 dygn (Flyckt, 2010). Medelflödet in till våtmarken är 667 m<sup>3</sup>/dygn och under kvartal 3 och 4 2015 var dess reduktion av suspenderat material, totalfosfor respektive totalkväve 99 %, 68 % respektive 43 % (Enköpings kommun, 2016a; b). Våtmarken illustreras i figur 2.



Figur 2. Översiktsbild av Örsundsbro våtmark med provpunkterna utmärkta med inringade siffror. Skissen är hämtad från Flyckt (2010) och används med tillstånd av Enköpings kommun. (1) Inkommande spillvatten från avloppsreningsverket. (2) Efter damm 1 (sedimentationsdamm). (3) Utgående vatten.

### 3.1.2.2 Provtagning och observationer i fält

Provtagningen utfördes i början av maj innan växtsäsongen hunnit ta fart och till följd av detta och sannolikt även föregående års sedimentrensning noterades enbart sparsam vegetation i dammarna. Dammseriens två första dammar var nästintill vegetationslösa. I den tredje dammen iaktogs en del undervattensvegetation samt en mindre mängd växter som börjat komma upp ovanför ytan, figur 3. Provtagning av inkommande och utgående vatten utfördes i brunnar och det noterades att vatten som passerade utloppsbrunnen leddes in via ett rör med mynningen placerad under vattenytan i slutet av damm 3. Ingen mätning av sedimentdjup utfördes med hänsyn till nyligen utfördrensning. Vid provtagningsstillfället pågick arbete med sedimentrensning i den västra och torrlagda dammserien. En del damm och smuts som bedömdes komma från arbetena iaktogs i luften och på vattenytorna. I våtmarken uppmättes vattentemperaturen 15,4 °C.



Figur 3. Foton från provtagningen i Örsundsbro våtmark. (A) Damm 1. (B) Damm 3. (C) Vegetation i damm 3 i den västra och torrlagda dammserien, inför sedimentrensning. (D) Provtagning av inkommande vatten i inloppsbrunnen. Foton: Robert Jönsson.

### 3.1.3 Våtmark Alhagen i Nynäshamn

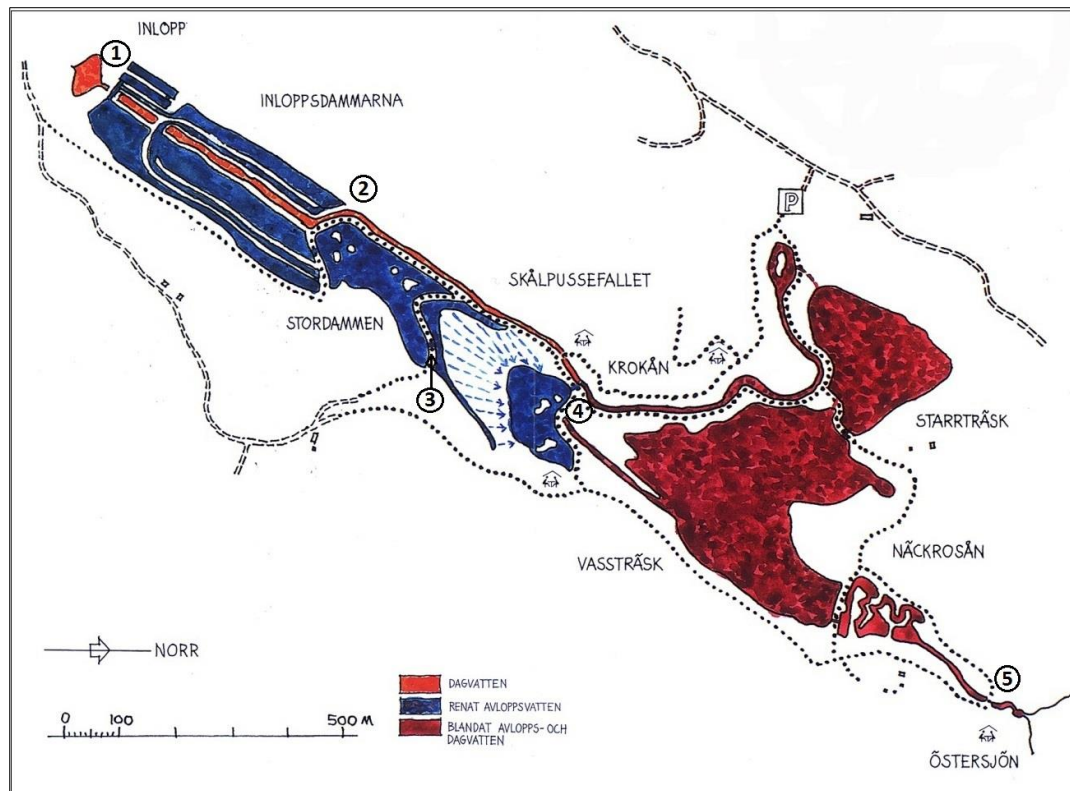
#### 3.1.3.1 Beskrivning av anläggningen

Våtmark Alhagen, anlades 1997 som ett komplett biologiskt reningssteg för förbehandlat spillvatten. Detta till följd av strängare utsläppskrav och att det kommunala avloppsreningsverket i Nynäshamn då enbart hade mekanisk och kemisk rening. Genom att fylla och tömma vegetationsrika och grunda bassänger reduceras här kväve och organiskt material med hjälp av solljus och gravitation, utan att bilda slam (WRS AB, 2014).

Anläggningen kan delas in i två delar, en mer teknisk del och en mer naturlig del. Till den tekniska delen som är cirka 12 hektar stor leder en 2 km lång tryckledning vatten från reningsverket. Inkommande vatten rinner först till två bassänger, anlagda i syfte att sedimentera bioslam och till viss del avskilja smittämnen. Vattnet leds sedan vidare till en serie vegetationsrika dammar som ömsom fylls och töms, för att sedan pulsvis rinna ut över en 2 hektar stor översilningsyta. Efter översilningsytan samlas vattnet upp i en damm och leds vidare till den mer naturliga delen av våtmarken. Processer som främjas i den tekniska delen är de syrekrävande processerna nitrifikation av ammoniumkväve och oxidation av organiskt material. Att dammarna ömsom fylls och töms ger bra spridning och luftning av vattnet (af Petersens et al., 2015). När spillvattnet leds vidare till den naturliga delen blandas det med dagvatten från cirka 100 hektar hårdgjorda ytor i Nynäshamns tätort, samt från den norra infartsleden (Andersson & Kallner, 2002). Den naturliga delen av våtmarken är cirka 16 ha stor och här renas vattnet mer passivt genom denitrifikation och filtrering i den rika växtligheten innan vattnet leds ut i Östersjön. I den tekniska delen är vattnets teoretiska uppehållstid cirka 5 dagar och i den naturliga cirka 6,5 dagar (af Petersens et al., 2015). Vattendjupen i den tekniska delen varierar mellan 0,5-1,5 m och i den naturliga delen mellan 0,3-1 m (Andersson & Kallner, 2002). Våtmarken och dess olika delar illustreras i figur 4.

Till Nynäshamns avloppsreningsverk inkommer årligen spillvatten från cirka 13 000 pe samt 30 000 ton brunsslam (Nynäshamns kommun, 2016). Till skillnad från när våtmarken anlades är reningsverket idag utbyggt med ett biologiskt reningssteg, vilket har minskat belastningen av näring och BOD till våtmarken (af Petersens et al., 2015). Medelflödet in till våtmarken är 5 100 m<sup>3</sup>/dygn och dess reduktion av suspenderat material, totalfosfor respektive totalkväve är 86 %, 91 % respektive 78 % (Nynäshamns kommun, 2016).



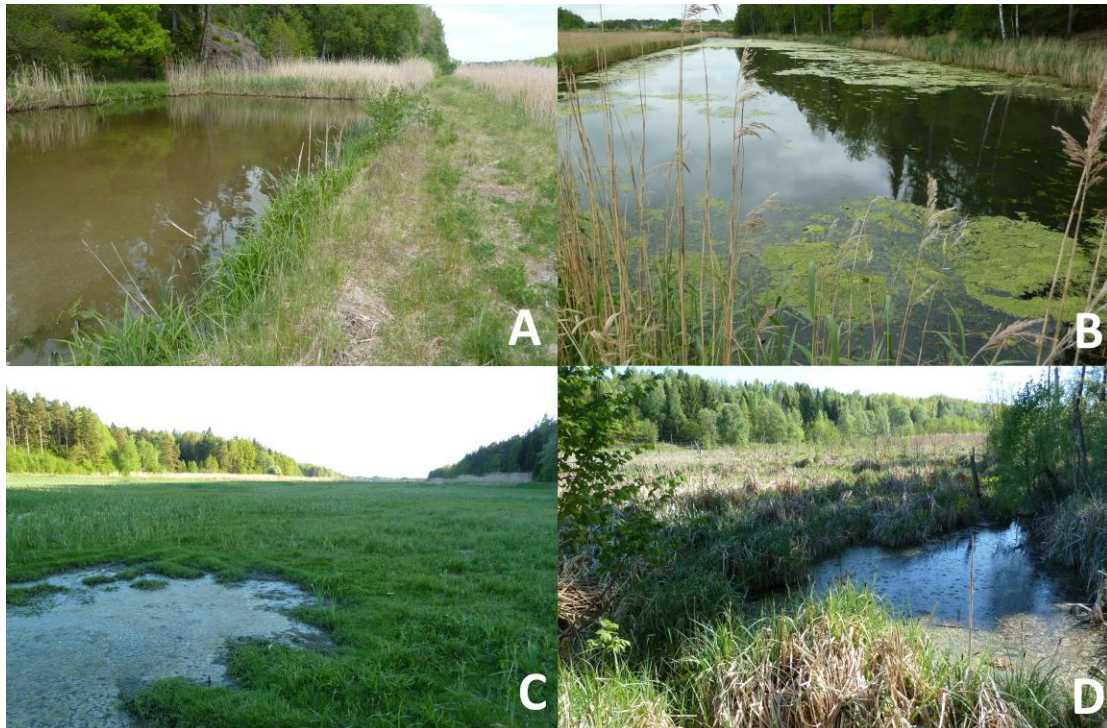


Figur 4. Skiss över våtmark Alhagen med studiens provpunkter utmärkta med siffror. (1) Inkommande behandlat spillvatten. (2) Inkommande dagvatten. (3) Före översilningsytan. (4) Efter översilningsytan. (5) Utgående vatten. Figuren är hämtad från Näslund (2010) och används med tillstånd från WRS AB.

### 3.1.3.2 Provtagning och observationer i fält

I våtmark Alhagen utfördes provtagningen i slutet av maj då växtsäsongen hunnit börja och det fanns då gott om växtlighet i våtmarken. Redan vid inloppet noterades att vattnet rann igenom tätt växande bladvass. I inloppsdammarna iaktogs tät undervattensvegetation och på vattenytan noterades en del alger. I den naturliga delen av våtmarken noterades så pass tät vegetation att det på flera ställen gick att gå på den. Se figur 5 för foton på vegetationen i olika delar av våtmarken.

Mätning av sedimentdjup utfördes från land i anslutning till varje provpunkt och visade ett sedimentdjup på 40 cm vid inloppet, 15 cm inför översilningsytan, 15 cm i översilningsytans uppsamlingsdamm och 5 cm efter utloppets överfall. I våtmarken uppmättes vattentemperaturen 17,6 °C.

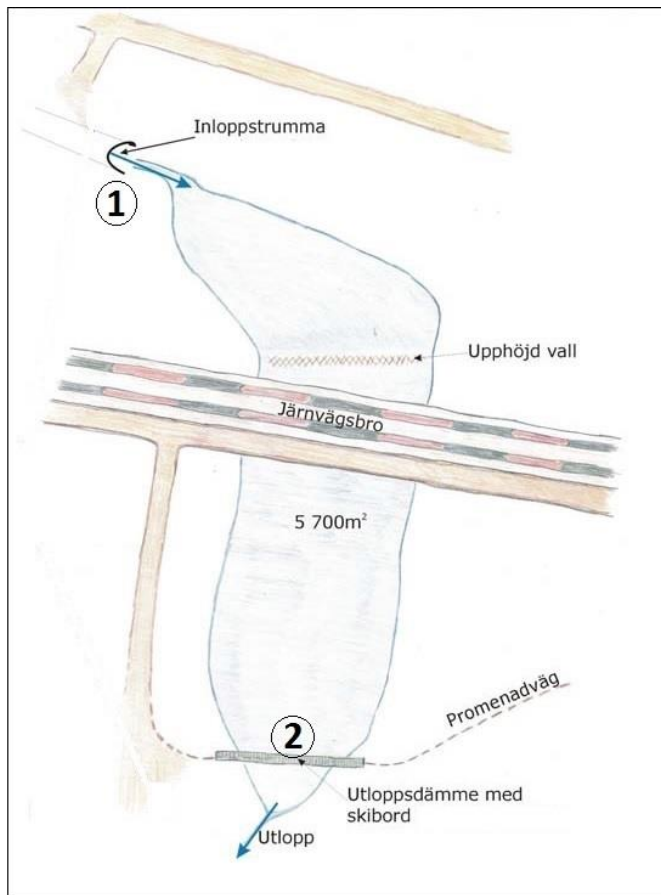


Figur 5. Växtlighet i våtmark Alhagen vid provtagningsstillfället. (A) Inledande del av våtmarken där vatten får passera en tät övervattensvegetation. (B) En av inloppsbyggarna. (C) Översilningsytans nedre del där vatten samlas upp i en damm. (D) Foto från den mer naturliga delen av våtmarken. Foton: Robert Jönsson.

### 3.1.4 Tibbledammen i Kungsängen

#### 3.1.4.1 Beskrivning av anläggningen

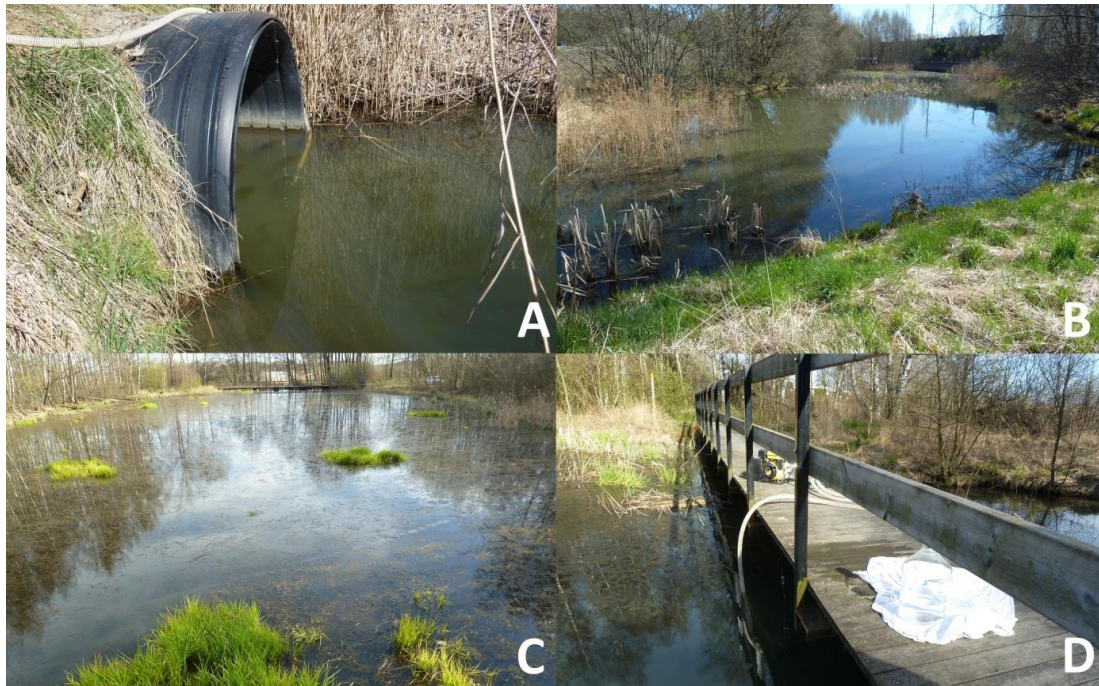
Tibbledammen var från början en efterpoleringsdamm för spillvatten, men byggdes om till dagvattendamm 1973. Dess area är 5,7 hektar, den har medeldjupet 1,5 m och vattnets teoretiska uppehållstid är 2 dagar. Dammens avrinningsområde är 649 hektar stort och består till ungefär lika delar av skogsmark, ängsmark och bostadsområden. Tre procent av avrinningsområdet är motorväg, parkeringsområde och industrimark. En dubbelspårig järnvägsbro korsar dammen vars vattenyta är helt öppen, förutom en bevuxen, upphöjd vall som inför bropassagen bromsar upp vattnet. Dammens utlopp består av ett skibord av stål som ger möjlighet till flödesmätning innan vattnet, via en stenbelagd översilningsyta samt ett dike, rinner ut i Mälaren. Medelflödet är 4 300 m<sup>3</sup>/dygn och avskiljningen av suspenderat material, totalfosfor och totalkväve är 82 %, 66 % respektive 47 % (Andersson et al., 2012). Tibbledammen illustreras i figur 6.



Figur 6. Skiss över Tibbledammen med studiens provpunkter utmärkta med siffror, modifierad efter Andersson et al. (2012). (1) Inkommande vatten. (2) Utgående vatten. Figuren används med tillstånd från WRS AB.

#### 3.1.4.2 Provtagning och observationer i fält

Liksom i Örsundsbro våtmark utfördes provtagning i Tibbledammen i början av maj då växtsäsongen inte hunnit sätta igång på allvar. Ändå noterades en del undervattensvegetation i dammen vars yta till hälften täcktes av alger. Ett antal mindre öar med övervattensvegetation noterades i olika delar av dammen, figur 7 C. All provtagning av inkommande vatten utfördes precis vid inloppstrummans mynning och provtagning av utgående vatten utfördes just framför utloppets överfall, figur 7 A och D. I utloppet noterades ett mindre vattenläckage vid sidan av dämnet. Läckaget var dock relativt litet jämfört med överfallets utflöde. Mätning av sedimentdjup utfördes i dammens in- och utlopp och på båda platser uppmättes 30 cm sediment ovanför den grustäckta botten. I dammen uppmättes vattentemperaturen 9,7 °C.



Figur 7. Foton från Tibbledammen vid provtagningstillfället. (A) Dammens inloppstrumma. (B) Dammens inledande del, före tågbron. (C) Dammens andra del, fotad från tågbron. (D) Utloppets överfall. Foton: Robert Jönsson.

### 3.1.5 Korsängens vattenpark i Enköping

#### 3.1.5.1 Beskrivning av anläggningen

Korsängens vattenpark är en dagvattenanläggning bestående av ett meandrande dammsystem samt en översilningsyta. Den anlades år 2000 och tar emot vatten från ett avrinningsområde på cirka 1 700 hektar. Anläggningen har en vattenyta på 9 hektar och den teoretiska uppehållstiden uppskattas till 5-10 dagar. Inkommande vatten leds till en överdämningsyta för sedimentation varifrån vattnet pumpas till en översilningsyta för syresättning och filtrering. Från översilningsytan leds vattnet vidare via ett uppsamlingsdike till ett s-format dammsystem med varierande djup. Vattnet passerar fyra grunda zoner med ett djup på 0,2 m och kring dessa ökar djupet i två steg till 0,7 och 1,5 m. De olika zonerna är utformade för att gynna processer som nitrifikation och denitrifikation (Enköpings kommun, 2010).

Pumpning av vatten till översilningsytan sker normalt under cirka fem timmar per dygn, resten av tiden pumpas det direkt till diket nedanför översilningsytan där det rinner vidare in i dammsystemet (Berglund, personlig kommunikation 2016). För att skapa säkra isar vintertid stängs pumparna av på hösten och sätts inte på igen förrän på våren. Då pumparna inte är igång leds dagvattnet förbi dammsystemet, via överdämningsytan, vidare ut mot recipienten. Under perioden då anläggningen var igång under 2015 var dess medelflöde 3 440 m<sup>3</sup>/dygn och reduktionen av suspenderat material, totalfosfor och totalkväve var 89 %, 40 % respektive 18 % (Gusén, personlig kommunikation 2016). Figur 8 visar en skiss över Korsängens vattenpark med dess olika delar.

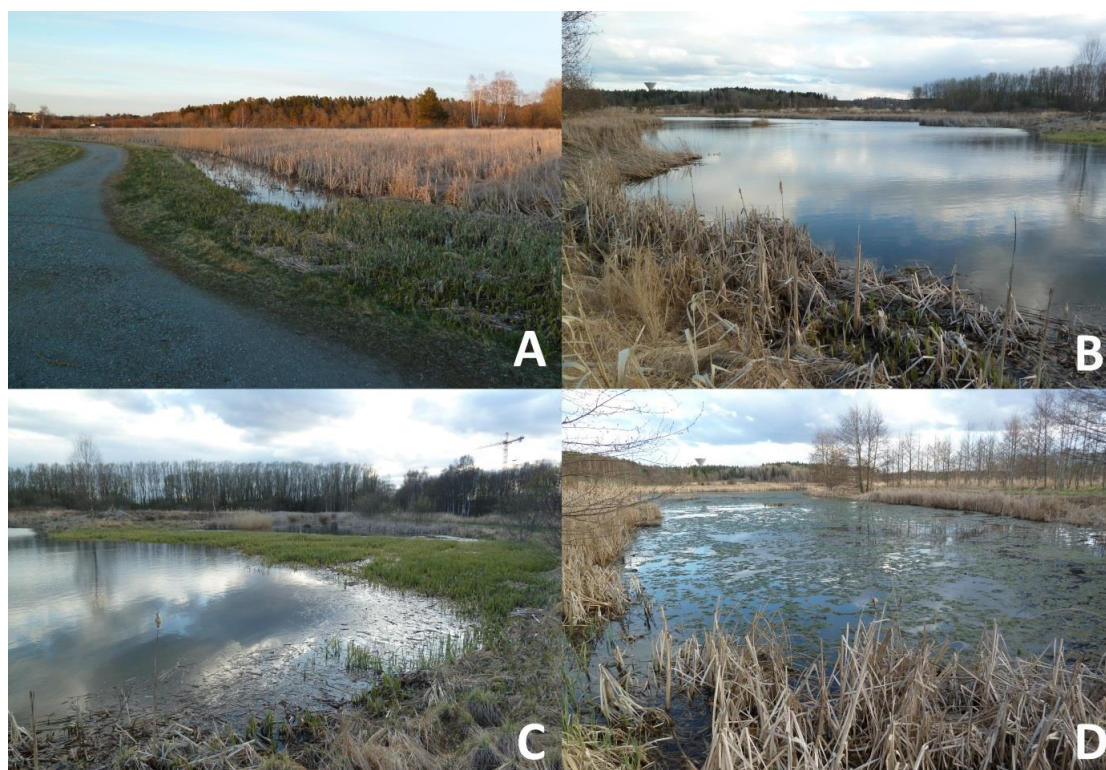


Figur 8. Skiss över Korsängens vattenpark med studiens provpunkter utmärkta med siffror, modifierad efter Enköpings kommun (2010). (1) Inkommande vatten via pumphus. (2) Utgående vatten. Skissen används med tillstånd från Enköpings kommun.

### 3.1.5.2 Provtagning och observationer i fält

I Korsängens vattenpark utfördes provtagning i slutet av april före växstsäsongens start och enbart sparsam vegetation iaktogs i de grundare zonerna vilka normalt är täckta av växtlighet, figur 9. Dock noterades att en del torkad vegetation fanns kvar på flera platser sedan föregående säsong. I anläggningens sista dammsektion noterades att vattenytan till hälften var täckt av alger. Sedimentdjupet uppmättes till 30 cm i diket nedanför översilningsytan, medan inget sediment noterades inom räckbart avstånd från strandkanten vid utloppet. Efter översilningsytans uppsamlingsdike noterades att vattnet leds vidare via ett rör placerat under vattenytan.

Provtagning av inkommande vatten utfördes i pumphusets brunn där en del potentiellt kontaminerande damm noterades på golv och väggar. Alla prover på utgående vatten togs precis före utloppets överfall. I anläggningen uppmättes vattentemperaturen 8 °C.



Figur 9. Växtlighet i Korsängens vattenpark vid provtagningsstillfället. (A) Uppsamlingsdiket nedanför översilningsytan. (B) Vegetationsfri djupzon i anläggningens avslutande sektion. (C) Grundzon där vegetation precis börjat komma upp. (D) Sista sektionen inför utloppet, här till hälften täck av alger. Foton: Robert Jönsson.

### 3.1.6 Sammanfattning av anläggningarnas skillnader och likheter

Som beskrivits i de föregående avsnitten finns det både likheter och skillnader mellan de studerade anläggningarna och i tabell 3 finns data för dem sammanställda. Våtmark Alhagen och Örsundsbro våtmark är båda anlagda våtmarker som tar emot spillvatten som genomgått rening i kommunala avloppsreningsverk. Den totala arean som används respektive medelflödet i våtmark Alhagen är 35 respektive 8 gånger större än i Örsundsbro. Våtmark Alhagen har dessutom en gräsbevuxen översilningsyta vilket Örsundsbro våtmark saknar, dock leds vattnet i Örsundsbro över grunda stenpartier mellan dammarna i syfte att gynna syresättning. Då anläggningarna byggdes var det främsta syftet i våtmark Alhagen att reducera kväve och BOD, medan syftet i Örsundsbro främst var fosfor- och BOD-reduktion. I båda avloppsreningsverken tillsätts fällningskemikalier i reningsprocessen och i våtmark Alhagen används polyakrylamid som flockningsmedel. I Örsundsbro används PIX 111, en järnbaserad fällningskemikalie och i Nynäshamn används Ecoflock 90 som är en aluminiumbaserad fällningskemikalie (Enköpings kommun, 2016a; Nynäshamns kommun, 2016).

Tibbledammen och Korsängens vattenpark är båda anläggningar med syfte att rena dagvatten. Liksom i våtmark Alhagen finns en gräsbevuxen översilningsyta i

Korsängens vattenpark, medan vattnet i Tibbledammen leds över en stenbelagd översilningsyta placerad efter utloppets överfall. Både area och medelflöde är likvärdiga för Tibbledammen och Korsängens vattenpark. En skillnad mellan dagvattenanläggningarna är att Tibbledammen är i drift året runt medan Korsängens vattenpark stängs av under vinterhalvåret då vattnet istället leds förbi anläggningen.

Det var det enbart när våtmark Alhagen provtogs som växtsäsongen hade satt igång på allvar. I de tre andra anläggningarna var växtligheten sparsam.

Tabell 3. Sammanställning av data för anläggningarna

		Örsundsbro våtmark	Våtmark Alhagen	Tibble- dammen	Korsängens vattenpark
Anläggningstyp		Våtmark	Våtmark	Damm	Damm
Inkommande vatten		Spillvatten	Spillvatten+ dagvatten	Dagvatten	Dagvatten
Area	[ha]	0,8	28	5,7	9
Medelflöde	[m <sup>3</sup> /dygn]	667	5 100	4 300	3 440
Teoretisk uppehållstid vid medelflöde	[dygn]	3,5	11,5	2	5-10
Djup	[m]	≥1,5	0,3-1,5	1,5	0,2-1,5
Reduktion av suspenderat material	[%]	99	86	82	89
Total fosforreduktion	[%]	68	91	66	40
Total kvävereduktion	[%]	43	78	47	18

### 3.2 UTRUSTNING

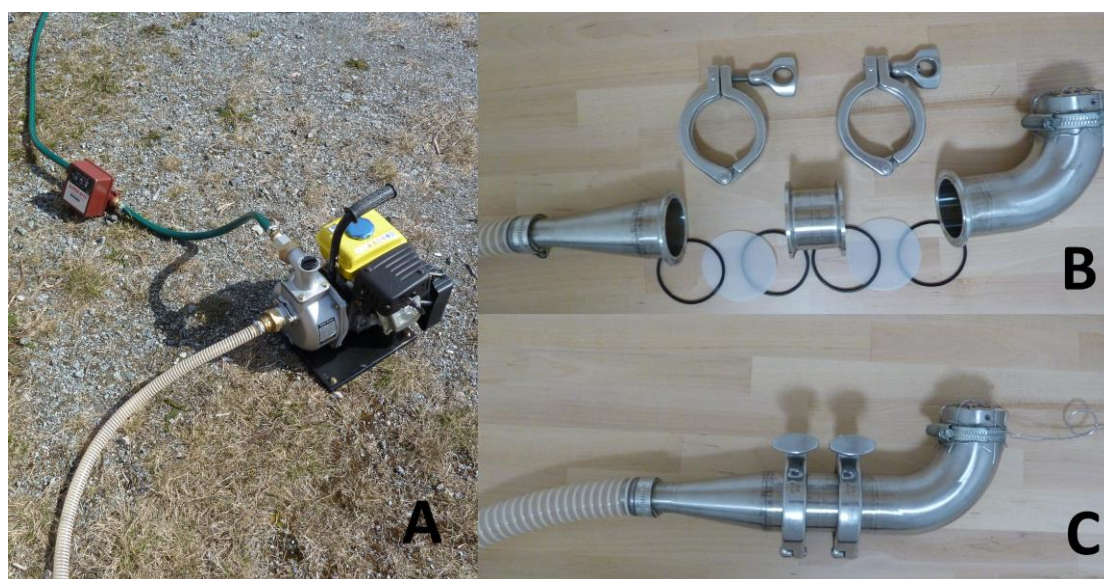
För att kunna samla in prover konstruerades en pumpanordning bestående av en bensindriven vattenpump med effekten 2,2 kW, slangar, volymmätare, filter och filterhållare, figur 10. För konstruktionen har inspiration hämtats från Magnusson & Norén (2011). Författarna redovisade att metoden fungerade tillfredsställande, men att enbart mindre mängder vatten kunde pumpas innan de finare, 10 µm-filtren satte igen.

För att minska risken för igensättning testades att placera filtren i serie med fallande maskstorlek, men då detta inte nämnvärt minskade igensättningen av 20 µm-filtret användes bara ett filter i taget. Längst ut på filterhållaren placerades ett rensgaller, följt av ett 300 µm-filter eller ett 20 µm-filter, båda tillskurna från planktonnät. Filtrens maskstorlekar valdes utifrån tidigare, ovan nämnda, studier för att få jämförbara data. Filterhållaren konstruerades med en 90 graders vinkel för att underlätta insug av vatten uppifrån och för att partiklar på filtren inte skulle riskera att spolras av då hållaren lyfts upp ur vattnet. Hållarens krök möjliggjorde även

provtagning i väldigt grunda partier utan att sedimenterat material riskerade att följa med. Konstruktionen tillät även montering av flera filter i följd, då extra filter enbart innebar en horisontell förlängning av filterhållaren, figur 10.

För att provtagningen skulle ske på ungefär samma djup vid varje punkt fästes filterhållaren i rostfri ståltråd med djupmarkering. Ståltråden fästes därefter i en stav placerad i en stödjande träställning, figur 14.

För uppmätning av filtrerad vattenvolym placerades en mekanisk volymmätare på pumptrustningens utloppsslang. En grov kontroll av volymmätaren gjordes inför fältarbetet genom att samla upp pumpat vatten i hinkar. Uppsamlad volym stämde väl överens med det värde volymmätaren visade.



Figur 10. Utrustning för filtrering i fält. (A) Bensindriven vattenpump med mekanisk volymmätare (röd låda) monterad på utloppsslang. (B) Filterhållarens olika delar bestående av packningar av svart gummi, klämmor, 20  $\mu\text{m}$ -filter, 300  $\mu\text{m}$ -filter samt rensgaller längst ut på det krökta insuget. (C) Ihopsatt filterhållare kopplad till insugsslang vars andra ände är fäst i pumpen. Foton: Robert Jönsson.

Insamling av vattenprover för senare filtrering gjordes i glasflaskor med volymerna 100 och 500 ml. Filtrering på laboratorium utfördes i en filteranordning där vatten hölls genom tillskurna 20  $\mu\text{m}$ -filter fastsatta i botten på en rostfri ståltratt. Anordningen kopplades till vattensug för att öka flödes hastigheten och möjlig filtrerad volym. Filteranordningen illustreras och förklaras i figur 11. Alla filter har förvarats i petriskålar av glas och har inför all provtagning noggrant kontrollerats i stereomikroskop där funnen mikroplast har plockats bort med pincett. Mätglas användes för att ta reda på filtrerad volym.





Figur 11. Filteranordning kopplad till vakuumsug för filtrering av insamlade vattenprover. Vid filtrering hälldes vattnet genom den rostfria ståltratten med fastmonterat 20 µm-filter som hölls på plats med en rostfri ståltråd. Foto: Robert Jönsson.

För kvantifiering av mikroplast användes ett sidobelyst stereomikroskop med 40 gångers förstoring. Mikroplastfoton har tagits både med mikroskopets tillhörande digitalkamera och med en mobiltelefonkamera med 13 megapixels upplösning. Ett foto av mikroskop och digitalkamera visas i figur 12.



Figur 12. Stereomikroskop med extra sidobelysning och tillhörande digitalkamera.  
Foto: Robert Jönsson.

FTIR-analys utfördes i en Perkin Elmer Frontier FT-IR Spectrometer, vilken visas i figur 13. Mer information om mikroskopi och FTIR-analys finns i avsnitt 3.4.



Figur 13. Perkin Elmer Frontier FT-IR Spectrometer. Foto: Robert Jönsson.

### 3.3 PROVTAGNING

Provtagningen utfördes på två sätt. Den ena metoden var att pumpa större vattenmängder genom filter för att kvantifiera mikroplast som förekommer i lägre koncentrationer. Den andra metoden var att samla in vatten i rengjorda, mindre glasflaskor för att enklare kunna kvantifiera mikroplast som förekommer i högre koncentrationer.

#### 3.3.1 Provtagning och filtrering i fält

Vid pumpningen vid alla provpunkter provpumpades först vatten genom ett filter, dels för att ta reda på lämplig mängd vatten att filtrera innan igensättning och dels för att fylla slangar och pump med vatten. Efter provpumpningen sköljdes filterhållaren noggrant av med först kranvatten och sedan med milli-Q vatten, varefter ett 20  $\mu\text{m}$ -filter monterades med pincett. Filterhållaren sänktes ner i vattnet med öppningen uppåt och fixerades på 20 centimeters djup. Pumpen startades, pumpade önskad mängd vatten och stängdes av. Därefter lyftes filterhållaren upp ur vattnet för placering av det använda filtret med pincett i dess petriskål. Uppmätt volym antecknades och volymmätaren nollställdes. Proceduren upprepades för totalt tre replikat av 20  $\mu\text{m}$ -filter och tre replikat av 300  $\mu\text{m}$ -filter. Pumpad volym varierade mellan 10 och 70 liter för 20  $\mu\text{m}$ -filtren och 100 till 1200 liter för 300  $\mu\text{m}$ -filtren, beroende på vattnets halt av suspenderade partiklar och organiskt material. Pumpens utloppsslang placerades alltid nedströms provtagningspunkten för inte riskera att samma vatten filtreras flera gånger. Figur 14 visar exempel för hur provtagningen har gått till i fält.



Figur 14. Provtagning i fält. Den vänstra bilden visar en provpunkt i våtmark Alhagen. Där hålls filterhållaren på ett konstant djup med hjälp av en förlängningsbar stav placerad i en stödjande träställning. Till höger är hållaren upphängd i en trästav som placerats över utloppet från Korsängens vattenpark. Foton: Robert Jönsson.

Insamling av vattenprover gjordes genom att glasflaskor med volymerna 100 och 500 ml sänktes ner cirka 15 centimeter under vattenytan. Även för dessa samlades tre replikat in för varje volym.

I alla anläggningar utfördes provtagning på inkommande och på utgående vatten. I våtmark Ahlhagen utfördes även provtagning på vatten innan och efter anläggningens översilningsyta för att undersöka dess eventuella avskiljningseffekt. För att undersöka hur sedimentation påverkar eventuell avskiljning av mikroplast utfördes provtagning efter Örsundsbro våtmarks inledande sedimentationsdamm. Stor vikt lades på att vara konsekvent i provtagningen avseende provtagningsdjup, provtagningsprocedur och hantering av utrustning och filter. På grund av risken att suga in eventuell kontaminerad luft, möjliggjorde inte utrustningen provtagning i strömmande eller fallande vatten, vilket hade varit önskvärt. Dock utfördes all provtagning i så nära anslutning som möjligt till strömmande vatten och överfall, se exempel i figur 14.

### 3.3.1.1 Undantag i utförandet

I Örsundsbro våtmarks inkommande vatten, provpunkt 1, förekom vita partiklar i höga halter och till skillnad från övrig mikroplast kvantifierades dessa partiklar utifrån de insamlade vattenproverna. Därefter adderades den uppmätta koncentrationen av vita partiklar till övriga mikroplastvärden från provtagning med pump för att få fram en total mikroplastkoncentration. Den inledande dammen innehöll en stor mängd mikroalger som omgående satte igen filtren vid pumpförsöken för provpunkt 2. Därför samlades enbart mindre vattenprover in där för senare filtrering på laboratorium. Se figur 2 för provpunkternas placering.

Vid provtagning i spillvatteninloppet till våtmark Alhagen satte 300  $\mu$ m-filtren omgående igen på grund av organiskt material. Anledningen till igensättningen var

troligen reningsverkets veckovisa underhåll av tryckledningen som enligt Nilsson (personlig kommunikation 2016), görs för att bli av med flödesbegränsande luftkuddar. Pumparna stängs vid underhållet av och vattnet i ledningen töms. Vid igångsättning av pumparna kan sedan biofilm från ledningsväggarna spolras till våtmarken. Provtagning med 20 µm-filter utfördes innan ledningsunderhållet och därför har data från den provtagningen även använts i resultaten för mikroplast större än 300 µm. I alla studiens provpunkter förutom i våtmark Alhagens spillvatteninlopp kvantifierades ”röda partiklar” i filter från provtagning med pump. Inkommande spillvatten innehöll alltför höga halter för att, av tidsskäl, vara praktiskt möjliga att analysera i större vattenvolymer. Partiklarna kvantifierades därför istället utifrån de insamlade vattenproverna som filtrerades på laboratorium.

Vid provtagning vid Tibbledammens inlopp pumpades en större mängd vatten in genom ett av de tre 20 µm-filtren jämfört med de två andra. Vid analysen av filtret visade sig innehållet av organiskt material vara stort, vilket gjorde att enbart resultatet från två av tre 20 µm-filter gick att använda.

### **3.3.2 Filtrering på laboratorium**

De insamlade vattenproverna filtrerades genom 20 µm-filter i den filteranordning som beskrivits i avsnitt 3.2. Först filtrerades ett 100 ml-prov följt av en kontroll av filtrets partikelmängd i stereomikroskop. Ifall detekterad partikelmängd visade sig vara tillfredställande filtrerades resterande två 100 ml-prover. Om inga eller enbart ett fåtal partiklar detekterades i inledande 100 ml-prov filtrerades istället de tre 500 ml-proven. Ifall partikelkoncentrationen i inledande 100 ml-prov visade sig vara för stor för enkel kvantifiering, extraherades istället 10 ml vatten ur varje 500 ml-flaska med hjälp av en pasteurpipett i glas. Vid extrahering skakades först flaskan för att få så representativa prov som möjligt.

Inför varje filtrering tömdes vakuumkanovens innehåll och ståltratten sköljdes med kranvatten följt av milli-Q vatten. De tillskurna filtren monterades med pincett och aktuellt vattenprov hölls genom filtret. Därefter mättes den filtrerade mängden upp i mätglas. Vidare hölls milli-Q vatten först i provflaskan för ytterligare filtrering och sedan på ståltrattens kanter, detta för att se till att hela provets ursprungliga innehåll filtrerades.

## **3.4 ANALYS**

Analys av filtren utfördes på tre sätt. I första hand räknades funnen mikroplast manuellt under stereomikroskop, vid osäkerhet lades eventuell mikroplast på objektsglas och hettades upp för att undersöka smältegenskaper. För att få detaljerad information om materialen undersöktes utvalda partiklar genom FTIR-analys. Metoderna beskrivs mer utförligt i följande tre avsnitt.

### **3.4.1 Mikroskopi**

Studiens mest omfattande analysdel var okulär kvantifiering av funnen mikroplast i stereomikroskop med 40 gångers förstoring. För att underlätta räknearbetet och för att minimera risken för felräkning delades filtren in i små rutor med hjälp av ett rutnät som ritats på petriskålarnas undersida. Antalet partiklar per ruta antecknades på ett papper med ett korresponderande rutnät för att möjliggöra senare kontroll och fotografering. Mikroplasten delades in i de tre kategorierna partiklar, fibrer och flagor. Även färg och storlek antecknades. Då en stor mängd svarta partiklar och ”röda partiklar” detekterades, delades de in i egna kategorier.

För att skilja plastfibrer från andra typer av fibrer användes samma klassificering som i Norén et al. (2009), vilken beskriver plastfibrer som cirka 20  $\mu\text{m}$  i diameter, starkt färgade och utan cellulära strukturer eller avsmalnande ändar. Samma författares karakterisering av svarta partiklar användes, det vill säga partiklar med en djupsvart färg lik kol eller tjära. Övriga plastpartiklar kan enligt Norén (2007) klassificeras som homogent färgade utan organiska strukturer och den klassificeringen användes även i denna studie. För ytterligare noggrannhet gjordes jämförelser mot en stor mängd mikroplastfoton presenterade i Norén et al. (2009), Magnusson & Norén (2011), Leslie et al. (2013), Talvitie & Heinonen (2014) och Mani et al. (2015).

All analys i stereomikroskop utfördes inledningsvis med petriskålarnas lock på för att undvika kontaminering från omgivningen. Efter kvantifieringen lyftes locket i flera fall av och misstänkt mikroplast flyttats med pincett till en renare del av filtret för ytterligare kontroll.

### 3.4.2 Smälttest

Då klassificeringar och jämförelse med foton på mikroplast inte räckte till för att avgöra om det var en plast eller inte, placerades misstänkta mikroplaster på objektsglas och hettades försiktigt upp över gasbrännare. De klassades sedan som syntetiska ifall de smälte. Metoden har använts i andra studier och finns beskriven i en liknande undersökning utförd av Magnusson & Wahlberg (2014).

### 3.4.3 Materialanalys – FTIR

Misstänkta mikroplaster som observerades i stora mängder och där de två tidigare nämnda analysmetoderna inte räckte till analyserades med hjälp av Fourier Transform Infrared Spectroscopy (FTIR) där ett spektrum över genomsläppt ljusmängd vid olika vågtal erhöles.

Ett FTIR-spektrum ger information om vilka kemiska bindningar och funktionella grupper som finns i en molekyl. I de flesta organiska föreningar finns exempelvis C-H bindningar vilka absorberar ljus strax under vågtalet  $3000\text{ cm}^{-1}$ . Intervallet  $600\text{--}1450\text{ cm}^{-1}$  är komplext och kallas på engelska ofta för "fingerprint region". I området är det svårt att utläsa specifika bindningar och där uppvisar olika ämnen unika utseenden, vilket är avgörande för exakt materialbestämning (Reusch, 2013). Analysproblem kan uppstå för partiklar som har befunnit sig i vattenmiljöer. De kan ha bundit till sig organiskt material och utsatts för sol och salt, vilket kan ge ett förändrat spektrum jämfört med materialets referensspektrum (Norén et al., 2014). Två tecken på kemisk nedbrytning är förstörade toppar kring  $1700\text{ cm}^{-1}$  och  $3300\text{ cm}^{-1}$  som representerar OH-grupper och karbonylgrupper vilka kan vara produkter av nedbrytande reaktioner som oxidation och hydrolys (Bonhomme et al., 2003; Tan et al., 2009). FTIR-spektroskopi är idag den mest pålitliga och använda metoden för att definiera exakt material när det kommer till mikroplast i naturen (Rocha-Santos & Duarte, 2015).

Analysen gjordes på två olika sätt beroende på partikelstorlek. Större partiklar placerades på och pressades fast mot utrustningens kristallplatta, varefter de analyserades med hjälp av ATR - "dämpad totalreflektion" (engelska: attenuated total reflection). Escobar Barrios et al. (2012) beskriver metoden som att infraröd strålning belyser partikeln och dess reflektion dämpas av materialets absorption några få mikrometer innanför dess yta. Metoden beskrivs ha fördelen att ingen provpreparering behövs och att den fungerar väl även för bland annat pulver, filmer och geléer.

Partiklar mindre än  $100\text{ }\mu\text{m}$  placerades på en transparent plastfilm och genomlystes med infraröd strålning mot en sensor under partikeln som mätte upp hur mycket av

ljuset som släpptes igenom. En ny genomlysning gjordes därefter på enbart plastfilmen, vars spektrum subtraherades bort från föregående resultat. I samband med analysen gjordes försök att matcha resultaten med spektrum av kända material i Swerea KIMABs referensdatabas. Om ingen matchning gick att uppnå användes mjukvaran Spekwin32 (Menges, 2016), för uppritning av partikelns spektrum och manuell tolkning. Alla spektrum i resultatet är uppritade i Spekwin32 ifall inget annat anges. Totalt analyserades ett tiotal partiklar och flagor och av dem gick fyra av dem att tolka. Övriga partiklar, inklusive olika svarta och ”röda partiklar”, var alldeles för kemisk nedbrutna eller gav spektrum av för dålig kvalitet för att kunna materialbestämmas. I tabell 3 visas information och analysmetod för de partiklar och den flaga vars resultat gick att tolka.

Ett problem med att subtrahera bort ett spektrum från ett annat kan, enligt Karlsson (personlig kommunikation 2016), vara att en för stor subtraktion sker vid viktiga och definierande toppar och vid analysen måste hänsyn tas till denna eventuella effekt. Detta kan då synas i spektrumet i form av en dal vid den plats det bortsubtraherade spektrumet hade en topp.

Tabell 4. Information om objekten som undersöktes i FTIR-analys. Då en partikel eller flaga genomlystes ovanpå en plastfilm subtraherades sedan plastfilmens spektrum bort. ATR står för dämpad totalreflektion (Attenuated total reflection).

Objekt	Storlek [ $\mu\text{m}$ ]	Plats	Analysmetod	Tolkningsmetod
Vit partikel	500	Örsundsbro inlopp	ATR	Manuell
Blå partikel	100	Örsundsbro inlopp	Genomlysning på plastfilm	Matchning mot referensdatabas
Transparent flaga	300	Örsundsbro inlopp	Genomlysning på plastfilm	Manuell
”Röd partikel”	100	Alhagen spillvatteninlopp	Genomlysning på plastfilm	Manuell

### 3.5 HANTERING AV KONTAMINATIONSRISKER

Då de studerade partiklarna lätt kan avseändras från olika material, som till exempel klädesplagg av fleece, lades stor vikt vid att minimera kontamination av prover. Fleece- och yllekläder undveks och pincett användes vid all hantering av filter, vilka förvarades i petriskålar av glas. Pumputrustningen konstruerades med en filterhållare av rostfritt stål som placerades längst ut på insugslangens ände för att inte riskera att kontaminera vattnet med slangar och pump. Inför varje filterbyte sköljdes filterhållaren noggrant ur med kranvatten följt av milli-Q vatten. Så fort ett filter plockades bort från filterhållaren placerades det i sin petriskål av glas. Diskade och med milli-Q vatten ursköljda glasbehållare användes för insamling av vattenprover för senare filtrering på laboratorium. All provtagning och provhantering utfördes mot vindens riktning för att minimera kontamination från kläder och materiel. Vid filtrering på laboratorium var studerad filtersida aldrig i kontakt med något plastmaterial och vid analys i mikroskop skyddades filtrena från kontamination av omgivningens luft under lock fram tills dess att kvantifieringen slutförts.

### 3.6 REFERENSPROVER

För att undersöka hur metodik och provhantering kan ha påverkat resultaten togs tre typer av referensprov där milli-Q vatten eller enbart luft filtrerades. För referensprov 1 fylldes en rengjord glasflaska med en liter milli-Q vatten som filtrerades genom ett 20 µm-filter i laboratorieuppställningens filteranordning. I referensprov 2 läts samma filteranordning vara igång under tre minuter utan att vatten filtrerades för kontroll av eventuell kontaminering från luftburen mikroplast. I referensprov 3 undersöktes metodiken och provhanteringen i fält genom att placera filterhållaren, med ett fastmonterat 20 µm-filter, i en rengjord glasbägare innehållande 5 liter milli-Q vatten. Pumpen startades och ytterligare 25 liter milli-Q vatten fylldes på i bägaren från rengjorda glasbehållare. En skillnad mot den riktiga provtagningen i fält var att utförandet av referensprov 3 skedde utomhus i en urban miljö, på en innergård i centrala Uppsala.

### 3.7 VÄDERDATA OCH FLÖDESMÄTNING

Nederbördsdata för dagvattenanläggningarnas avrinningsområden samlades in från SMHI för relatera till olika vädersituationers eventuella påverkan. För namn på aktuell väderstation och ungefärligt avstånd från anläggningens avrinningsområde, se tabell 5.

Tabell 5. SMHIs mätstationer för nederbördsdata och ungefärligt avstånd från aktuell anläggningens avrinningsområde

Anläggning	Mätstation	Avstånd [km]
Våtmark Alhagen	Nynäshamn	0,5
Tibbledammen	Sätra Gård	7
Korsängens vattenpark	Enköping Mo	1

Även aktuellt flöde i anläggningarna vid respektive provtagningstillfälle dokumenterades för att kunna jämföra belastningar mot normalfall och medelvärden. I de båda spillvattenvåtmarkerna sker kontinuerlig flödesmätning varifrån värden erhållits. Dock saknas enkla mätmyndigheter för inkommande dagvatten till våtmark Alhagen och flödet presenteras därför inte i studien. Eftersom allt inkommande vatten pumpas till Korsängens vattenpark användes befintlig pumpdata. I Tibbledammen mättes vattennivån över utloppet överfall upp. Beroende på flödesmängd har vattnet möjlighet att flöda över ett eller flera skibord, men vid provtagningen var vattennivån så låg att vattnet enbart passerade det lägsta skibordet som är 2,4 m brett och rektangulärt. Ekvation 1 användes för att räkna om överfallets vattennivå  $x$  (m) till ett flöde  $Q$  (m<sup>3</sup>/dygn) för inkommande vatten.

$$Q = 24 * 6618(2,4 - 0,2x)x^{1,5} \quad (1)$$

Ekvation 1 är en teoretisk formel för rektangulära skibord och hämtad från Grant et al. (2001). Formeln har använts vid tidigare studier av Tibbledammen där den kontrollerats och gett tillförlitliga resultat. Flödet i utloppet har även visat sig stämma bra överens med mätningar av dammens inkommande vattenflöde (Andersson et al., 2012). I ekvationen har uttrycket multiplicerats med 24 då det ursprungligen ger flödet i m<sup>3</sup>/h.



### 3.8 INSAMLING AV ÖVRIGA DATA

Då provtagningen sträckte sig över både vår och sommar och växtlighetens utbredning såg olika ut vid de olika provtagningstillfällena, dokumenterades anläggningarnas växtlighet och vattentemperatur. I anslutning till de olika provtagningsspunkterna undersöktes sedimentdjup med hjälp av en trästav. Undersökningen gjordes för att få en bild av hur belastningen är av partikulärt material och se var i anläggningen sediment ansamlas. Ett alltför stort sedimentdjup medför, enligt Andersson et al. (2013), en risk att tidigare fastlagda partiklar lossnar från sedimentet och följer med ut ur anläggningen.

### 3.9 BERÄKNINGAR OCH STATISTISK ANALYS

För att kunna jämföra mätresultaten med varandra räknades alla provresultat om till halter genom att det funna antalet dividerades med den filtrerade vattenvolymen. Utifrån replikatens koncentrationer har medelvärden och standardavvikelser beräknats. Den procentuella avskiljningen mellan två anläggningsspunkter beräknades med ekvation 2 där punkternas medelkoncentrationer användes. I ekvationen benämns avskiljningen som Avsk. (%) och punkternas koncentrationer som  $C_1$  och  $C_2$ .

$$\text{Avsk.} = 100 * (C_1 - C_2) / C_1 \quad (2)$$

För att avgöra om avskiljning mellan provpunkter var signifikant utfördes t-test för de mätserier vars medelvärden jämförts. I ett t-test undersöks sannolikheten för att en så kallad nollhypotes stämmer eller kan förkastas. I denna studie är hypotesen att två punkters medelvärden är identiska. Genom att antalet prover, deras medelvärden och deras varians är kända, går det att avgöra med vilken säkerhet som två medelvärden är statistiskt olika (Trochim, 2006). Med hjälp av t-testet går det att ta fram ett p-värde, mellan 0 och 1, som visar sannolikheten för att hypotesen stämmer, det vill säga att medelvärdena skulle kunna vara identiska. Ett lågt värde innebär en låg sannolikhet för att medelvärdena är identiska. Beroende på vilken typ av studie som genomförs används olika gränser för vilken sannolikhet som antas behövas för att kunna säga att man har en signifikant skillnad. Oftast används 90 %, 95 % respektive 99 % signifikansnivå, det vill säga  $p=0,1$ ,  $p=0,05$  respektive  $p=0,01$  (Axmon, 2005). De Winter (2013) menar att det i statistiska undersökningar, ofta eftertraktas stora antal replikat för att få säkra resultat, men att detta dock inte alltid är tidsmässigt eller ekonomiskt möjligt. Ju mindre replikatantalet är desto större är risken att ett t-test felaktigt visar låg sannolikhet för att nollhypotesen kan förkastas. Ifall medelvärdesskillnaderna är stora redan från början ökar dock t-testets förmåga att ge ett korrekt resultat även då replikaten är så få som två stycken (de Winter, 2013).

Antaganden som har gjorts är att mätseriernas replikat är normalfördelade, att jämförda mätvärden är oberoende av varandra, att de har olika varians och att fördelningen kan vara tvåsidig. Antagandet att replikaten i en mätserie är normalfördelade görs då de kommer från samma vattendjup och att mätningarna har utförts direkt efter varandra. De kan alltså sägas komma från samma vattenpaket.

## 4 RESULTAT

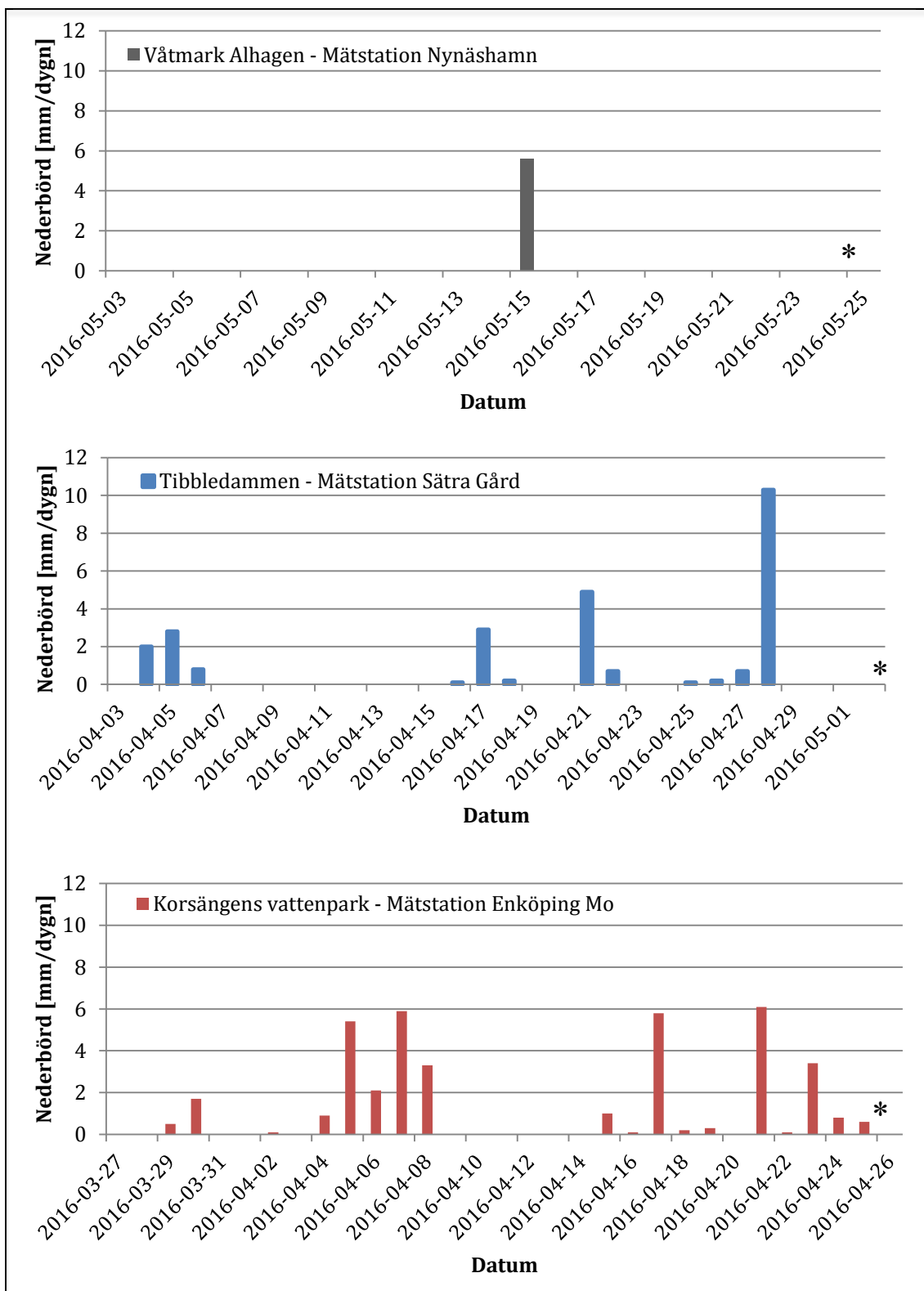
### 4.1 FLÖDEN OCH NEDERBÖRD

Anläggningarnas flöden vid respektive provtagningstillfälle redovisas i tabell 6. I våtmark Alhagen och Örsundsbro våtmark uppmättes flödet till 77 % respektive 83 % av deras medelflöden. I Tibbledammen var flödet 15 % av dygnsmedelflödet. Värt att repetera är att en mindre del av det egentliga flödet bräddar ut förbi dämnet, vilket har beskrivits i avsnitt 3.1.4.2. Det vatten som pumpades in till Korsängens vattenpark under dygnet före provtagningen var 1,65 gånger högre än anläggningens medelflöde.

Tabell 6. Flöden vid respektive provtagningstillfälle, samt anläggningarnas dygnsmedelflöden

	Flöde vid provtagning	Anläggningens medelflöde	Anmärkning och källa
	[m <sup>3</sup> /dygn]	[m <sup>3</sup> /dygn]	
Örsundsbro våtmark	552	667	Utgående vatten
Våtmark Alhagen	3 909	5 100	Inkommande spillvatten (Franquiz Medina, personlig kommunikation 2016)
Tibbledammen	631	4 300	Inkommande dagvatten
Korsängens vattenpark	5 693	3 440	Inkommande dagvatten dygnet före provtagning (Gusén, personlig kommunikation 2016)

Nederbördsdata för de anläggningar som tar emot dagvatten redovisas i figur 15. Provtagningen i våtmark Alhagen utfördes efter en längre tids uppehåll medan det hade regnat i både Tibbledammens och Korsängens vattenparks avrinningsområden under veckan inför provtagning. Nederbördsdata för Örsundsbro våtmark redovisas inte då våtmarken enbart tar emot spillvatten.



Figur 15. Uppmått nederbörd inför provtagning i de anläggningar som tar emot dagvatten. Data från SMHI (2016). Aktuellt provtagningstillfälle är uppmärkt med en asterisk.

Som figur 15 visar var det senaste nederbördstillfället för våtmark Alhagen tio dagar innan provtagning och dagvattenflödet bedömdes okulärt utgöra en liten del av det totala flödet, se figur 16.



Figur 16. (A) Inkommande dagvatten. (B) Spillvattenflöde ut från översilningsytans uppsamlingsdamm varefter det blandas med dagvatten. Foton: Robert Jönsson.

## 4.2 FÖREKOMSTER I ANLÄGGNINGARNAS INKOMMANDE VATTEN

### 4.2.1 Mikroplast

Mikroplastkoncentrationerna från provtagning i alla anläggningars inlopp presenteras i tabell 7. Se bilaga A för provtagningsmetodik för alla olika provpunkter och partikeltyper. För mikroplast i storleksintervallet 20-300  $\mu\text{m}$  var medelkoncentrationerna för vattnets totala antal mikroplastobjekt mellan 3,6 och 10 objekt/liter, förutom i Örsundsbro våtmark där den uppgick till 953 objekt/liter.

Mikroplast >300  $\mu\text{m}$  förekom i mycket lägre halter än mikroplasten i det lägre storleksintervallet och är därför redovisade i enheten antal/ $\text{m}^3$ . Medelkoncentrationerna av mikroplast >300  $\mu\text{m}$  var högst i spillvatteninloppen. Totalhalten i Örsundsbro spillvattenvåtmark var cirka 10 gånger högre än totalhalten i våtmark Alhagens spillvatteninlopp, vilken i sin tur var 25 gånger högre än den högsta mikroplasthalten uppmätt för dagvatten. I Korsängens vattenparks inlopp, där den högsta medelkoncentrationen av mikroplast i dagvatten uppmättes, var medelhalten av mikroplast >300  $\mu\text{m}$  mer än dubbel så hög som i våtmark Alhagens dagvatteninlopp och 4 gånger högre än i Tibbledammen. Se bilaga D för uppmätt koncentration i varje enskilt replikat.

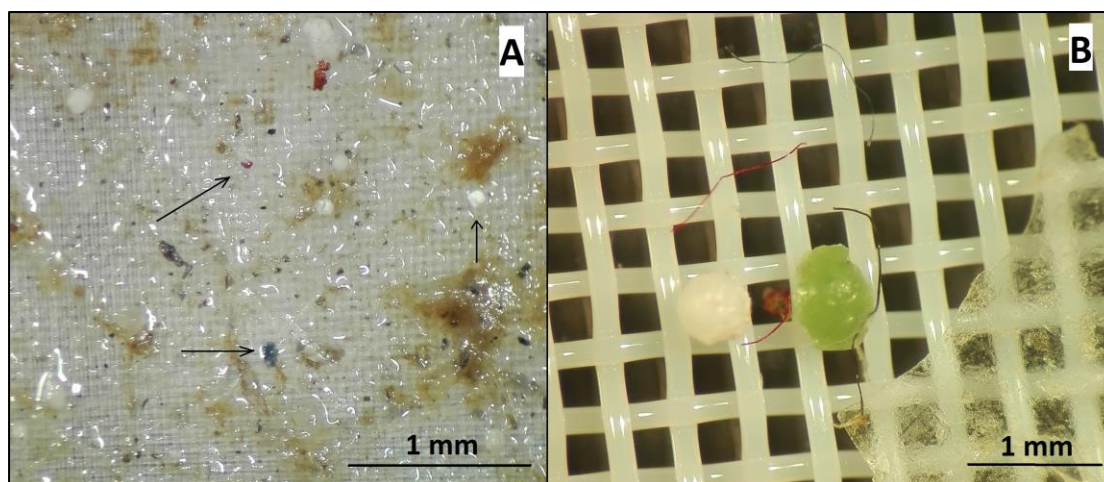
Tabell 7. Medelkoncentrationer av mikroplast i inkommande vatten. Observera att enheten är antal/liter för mikroplast i storleksintervallet 20-300  $\mu\text{m}$ , medan den är antal/ $\text{m}^3$  för mikroplast  $>300 \mu\text{m}$ . Värdena anges som medelvärde  $\pm$  standardavvikelse

		Örsundsbro våtmark	Våtmark Alhagen	Våtmark Alhagen	Tibble- dammen	Korsängens vattenpark
Vattentyp		Spillvatten	Spillvatten	Dagvatten	Dagvatten	Dagvatten
Fibrer 20-300 $\mu\text{m}$	[ $\text{l}^{-1}$ ]	1,6 $\pm$ 0,6	1,7 $\pm$ 0,1	0,1 $\pm$ 0,1	0,3 $\pm$ 0,2	9,5 $\pm$ 0,9
Partiklar 20-300 $\mu\text{m}$	[ $\text{l}^{-1}$ ]	940 $\pm$ 225	2,0 $\pm$ 0,7	2,6 $\pm$ 0,8	0,6 $\pm$ 0,2	0,5 $\pm$ 0,3
Plastflagor 20-300 $\mu\text{m}$	[ $\text{l}^{-1}$ ]	11 $\pm$ 7,2	0 $\pm$ 0	2,7 $\pm$ 0,4	7,0 $\pm$ 3,4	0 $\pm$ 0
$\Sigma$ Mikroplast 20-300 $\mu\text{m}$	[ $\text{l}^{-1}$ ]	953 $\pm$ 218	3,6 $\pm$ 0,8	5,4 $\pm$ 0,8	7,9 $\pm$ 3,3	10 $\pm$ 0,8
Fibrer >300 $\mu\text{m}$	[ $\text{m}^{-3}$ ]	356 $\pm$ 58	389 $\pm$ 222	7,5 $\pm$ 0,4	3,6 $\pm$ 1,1	19 $\pm$ 10
Partiklar >300 $\mu\text{m}$	[ $\text{m}^{-3}$ ]	3977 $\pm$ 633	43 $\pm$ 37	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0
Flagor >300 $\mu\text{m}$	[ $\text{m}^{-3}$ ]	24 $\pm$ 34	0 $\pm$ 0	0 $\pm$ 0	1,3 $\pm$ 0,6	0 $\pm$ 0
$\Sigma$ Mikroplast >300 $\mu\text{m}$	[ $\text{m}^{-3}$ ]	4357 $\pm$ 672	432 $\pm$ 259	7,5 $\pm$ 0,4	4,8 $\pm$ 1,0	19 $\pm$ 10

#### 4.2.1.1 Örsundsbro våtmark - inkommande vatten

För mikroplast i storleksintervallet 20-300  $\mu\text{m}$  i inkommande vatten till Örsundsbro våtmark var den totala koncentrationen i medeltal cirka 100 gånger högre än i de andra anläggningarna. Medelkoncentrationen uppgick till 953 objekt/liter och av dem var 59 % vita partiklar och 39 % blå partiklar. Resterande mikroplast bestod främst av transparenta plastflagor, men även några få partiklar och fibrer i varierande färger påträffades.

Liksom för mikroplast i det mindre storleksintervallet, var det inkommande vatten till Örsundsbro våtmark som hade studiens högsta halt för mikroplast  $>300 \mu\text{m}$ . Medelhalten av total mikroplast uppgick till 4357 objekt/ $\text{m}^3$ . Av mikroplasten var 91 % vita partiklar, 4 % svarta fibrer och 3 % blå fibrer. Resterande fynd bestod av röda fibrer, transparenta flagor samt gröna sfäriska partiklar. Se figur 17 för exempel på mikroplast från Örsundsbro. I filtren hittades även ett antal större plastflagor som inte räknades då de var större än 5 mm.



Figur 17. Mikroplast från Örsundsbro våtmarks inlopp. (A) Partiklar på en liten del av ett 20 µm-filter. Pilarna pekar på en blå, en vit och en röd partikel. Notera att den röda partikeln inte är av typen ”röda partiklar” vilka studerats separat. (B) Fynd på ett 300 µm-filter från Örsundsbro inlopp. Plastflagan till höger i bild är större än mikroplast-definitionens 5 mm och därför inte medräknad i resultatet. Foton: Robert Jönsson.

#### 4.2.1.2 Våtmark Alhagen – inkommande spillvatten

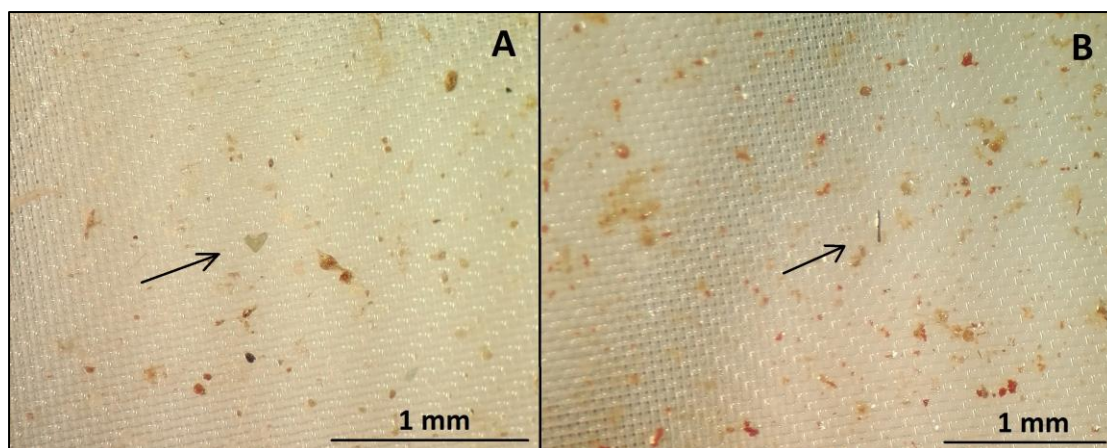
I inkommande spillvatten till våtmark Alhagen uppmättes studiens lägsta inloppshalter av mikroplast i fraktionen 20-300 µm. Där uppgick medelkoncentrationen till 3,6 objekt/liter och bestod till 48 % av blå partiklar och till 37 % av svarta fibrer. I inloppet noterades även ett mindre antal partiklar och fibrer i andra färger. En av de svarta fibrerna syns i figur 18 B.

För mikroplast >300 µm i inkommande spillvatten till våtmark Alhagen uppgick medelhalten till 432 objekt/m<sup>3</sup>. Av dessa var 50 % transparenta plastfibrer och 40 % svarta, blå och röda fibrer. Återstående 10 % utgjordes av transparenta partiklar.

#### 4.2.1.3 Våtmark Alhagen - inkommande dagvatten

I våtmark Alhagens inkommande dagvatten uppgick medelkoncentrationen för mikroplast i storlekarna 20-300 µm till 5,4 objekt/liter. Av dem var 50 % transparenta flagor och 35 % blå partiklar. Resterande 15 % utgjordes av partiklar och fibrer i varierande färger. Se figur 18 A för ett foto på en av de flagor som hittades i inloppsvattnet.

För mikroplast >300 µm var medelkoncentrationen 7,5 mikroplastobjekt/m<sup>3</sup>. All plast bestod av fibrer, vilka till 50 % var svarta, till 34 % var blå och till 16 % var röda.

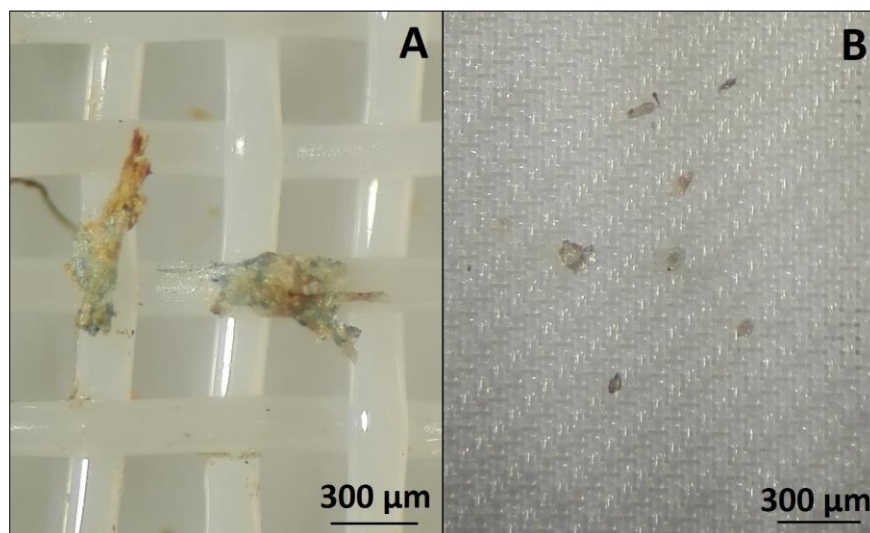


Figur 18. Mikroplast på 20 µm-filter från inkommande vatten till våtmark Alhagen. (A) Transparent flaga från dagvatteninloppet. (B) Svart fiber från spillvatteninloppet. Foton: Robert Jönsson.

#### 4.2.1.4 Tibbledammen – inkommande vatten

I inkommande vatten till Tibbledammen var medelvärdet 7,9 objekt/liter för mikroplast i storleksintervallet 20-300 µm. Av dem bestod 80 % av transparenta plastflagor. Resterande 20 % utgjordes av blåaktiga flagor, samt fibrer och partiklar i varierande färger.

För mikroplast >300 µm uppmättes studiens lägsta inloppshalter i Tibbledammens inkommande vatten där de i medel uppgick till 4,8 mikroplastobjekt/m<sup>3</sup>. Största andelen, 53 %, var blå fibrer, medan 40 % var röda fibrer. Resterande fynd utgjordes av transparenta och blå flagor. Se figur 19 för exempel på några av de flagor som hittades i Tibbledammens inloppsvatten.

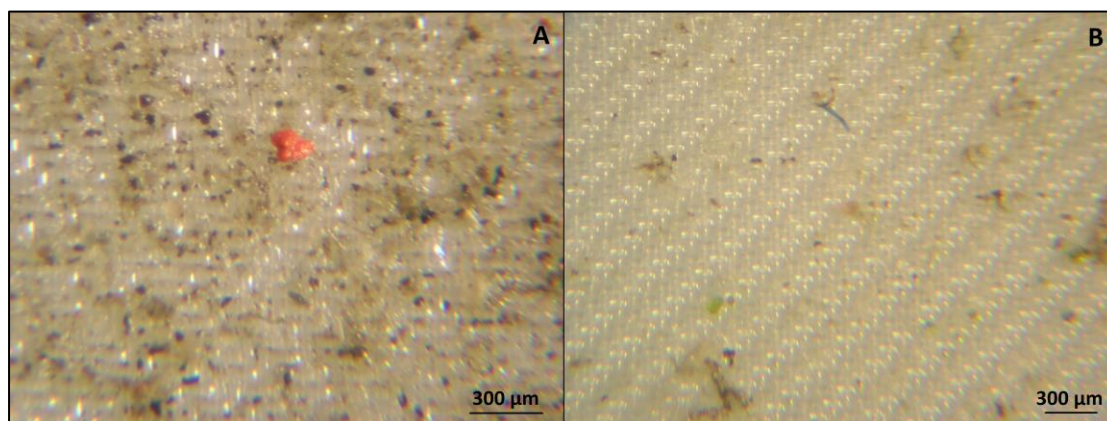


Figur 19. Plastflagor från Tibbledammens inlopp. (A) Blåaktiga flagor från filtrering med 300 µm-filter. (B) Transparenta flagor från filtrering med 20 µm-filter. Foton: Robert Jönsson.

#### 4.2.1.5 Korsängens vattenpark - inkommande vatten

I Korsängens vattenpark var inkommande vattens medelkoncentration 10 objekt/liter för mikroplast i storleksintervallet 20-300  $\mu\text{m}$ . Fynden bestod till 90 % av svarta plastfibrer. Resterande mikroplast var fibrer och partiklar i varierande färger.

För mikroplast  $>300 \mu\text{m}$  uppgick medelkoncentrationen till 19 mikroplastobjekt/ $\text{m}^3$ . Av dessa var alla fibrer, varav 43 % var blå och 35 % var svarta. Resterande fibrer var transparenta och röda. Figur 20 ger exempel på mikroplast från Korsängens vattenparks inlopp.

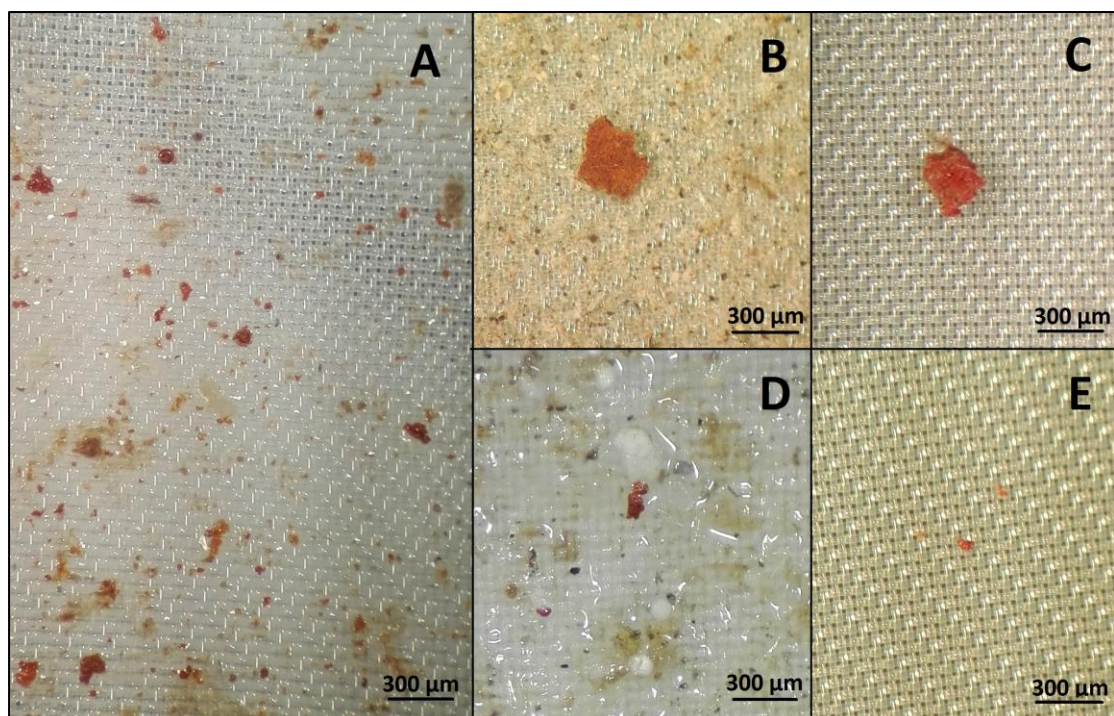


Figur 20. Funnen mikroplast på 20  $\mu\text{m}$ -filter i Korsängens vattenparks inlopp. (A) Röd mikroplastpartikel, notera att den inte är av typen ”röda partiklar” som har studerats separat. (B) Blått plastfiber. Foton: Robert Jönsson.

#### 4.2.2 ”Röda partiklar”

”Röda partiklar” förekom i alla inlopp förutom i våtmark Alhagens dagvatteninlopp. Oavsett provpunkt var deras färg alltid orangeröd, men något mörkare då de var fuktiga. Formerna varierade, en del var platta flagor medan andra var mer partikellika. När de var torra var de ömtåliga och föll lätt isär i mindre delar, medan hållfastheten ökade då de var fuktiga. Exempel på ”röda partiklar” visas i figur 21. Största andelen ”röda partiklar” var 20-100  $\mu\text{m}$  och för att öka jämförbarheten har enbart ”röda partiklar” från filterning med 20  $\mu\text{m}$ -filter medtagits i studien. Enbart i några enstaka prover har ”röda partiklar” större än 300  $\mu\text{m}$  påträffats och då i relativt små koncentrationer. Vid smälttest av sex ”röda partiklar” från Tibbledammens inlopp smälte en av partiklarna, de andra behöll form och utseende. Se bilaga A för information om punkternas provtagningsmetodik.





Figur 21. Foton på ”röda partiklar” från de olika anläggningarna. (A) Våtmark Alhagens spillvatteninlopp. (B) En torr flaga från Korsängens vattenparks inlopp. (C) Våtmark Alhagens utlopp. (D) Örsundsbro våtmarks inlopp. (E) Tibbledammens inlopp. Foton: Robert Jönsson.

I tabell 8 visas medelkoncentrationer samt standardavvikelser för ”röda partiklar” i de olika anläggningarnas inkommande vatten. Högst halter uppmättes i våtmark Alhagens inkommande spillvatten och där var koncentrationen 43 gånger högre än i Örsundsbro, 92 gånger högre än i Tibbledammen och 115 gånger högre än i Korsängens vattenpark. Se bilaga E för uppmätt koncentration i varje enskilt replikat.

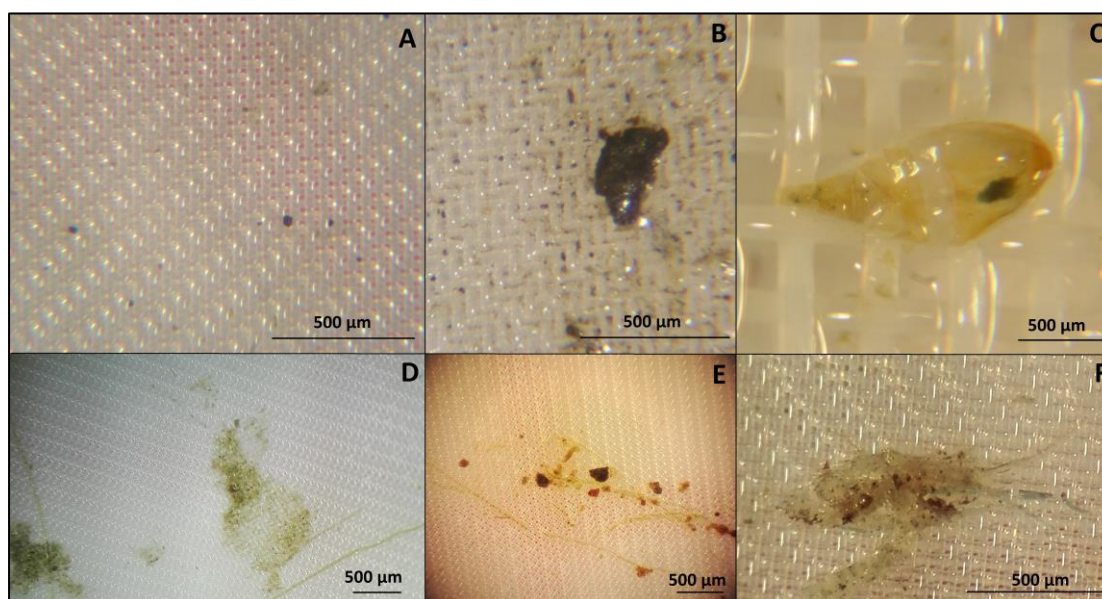
Tabell 8. Förekomst av ”röda partiklar” i anläggningarnas inlopp. Våtmark Alhagen är med i två kolumner då den tar emot både spillvatten och dagvatten. Notera att enheten är antal partiklar/liter och att värdena anges som medelvärde  $\pm$  standardavvikelse

	Örsundsbro våtmark	Våtmark Alhagen	Våtmark Alhagen	Tibble-dammen	Korsängens vattenpark
Vattentyp	Spillvatten	Spillvatten	Dagvatten	Dagvatten	Dagvatten
”Röda partiklar” [l <sup>-1</sup> ]	22 $\pm$ 6,7	941 $\pm$ 598	0 $\pm$ 0	10 $\pm$ 1,2	8,2 $\pm$ 0,3

#### 4.2.3 Svarta partiklar

Liksom för ”röda partiklar” förekom svarta partiklar främst i storlekar mellan 20 och 100 µm. Enbart partiklar från 20 µm-filter är redovisade då enbart enstaka partiklar iaktogs på enstaka 300 µm-filter där mycket större volymer hade filtrerats. Exempel på funna svarta partiklar i olika provpunkter visas i figur 22. I vissa fall påträffades

svarta partiklar som fastnat i organiskt material, vilket gjorde att även partiklar mindre än 20 µm fastnade i filtren. Partiklar mindre än 20 µm är inte medräknade.



Figur 22. Svarta partiklar i olika anläggningar. (A) Korsängens vattenparks inlopp. (B) Korsängens vattenparks inlopp, en av studiens få större svarta partiklar. (C) Tibbledammens inlopp, potentiellt en svart partikel uppäten av ett vattenlevande djur. (D) Svarta partiklar fast i organiskt material i Örsundsbro våtmarks provpunkt 2, efter inledande sedimentationsdamm. (E) Örsundsbro våtmarks provpunkt 2, efter inledande sedimentationsdamm. (F) Tibbledammens utlopp, svarta partiklar i organiskt material. Foton: Robert Jönsson.

Svarta partiklar påträffades i alla anläggningar och tabell 9 visar inloppens medelkoncentrationer samt standardavvikelser. Högst medelkoncentration påträffades i inkommande vatten till Örsundsbro våtmark som innehöll 6939 partiklar/liter vatten. Halten i Örsundsbro var 1,6 gånger högre än i Korsängens vattenpark, 7 gånger högre än i Tibbledammen, 8 gånger högre än i våtmark Alhagens spillvatteninlopp och 32 gånger högre än i våtmark Alhagens dagvatteninlopp. Se bilaga F för uppmätt koncentration i varje enskilt replikat.

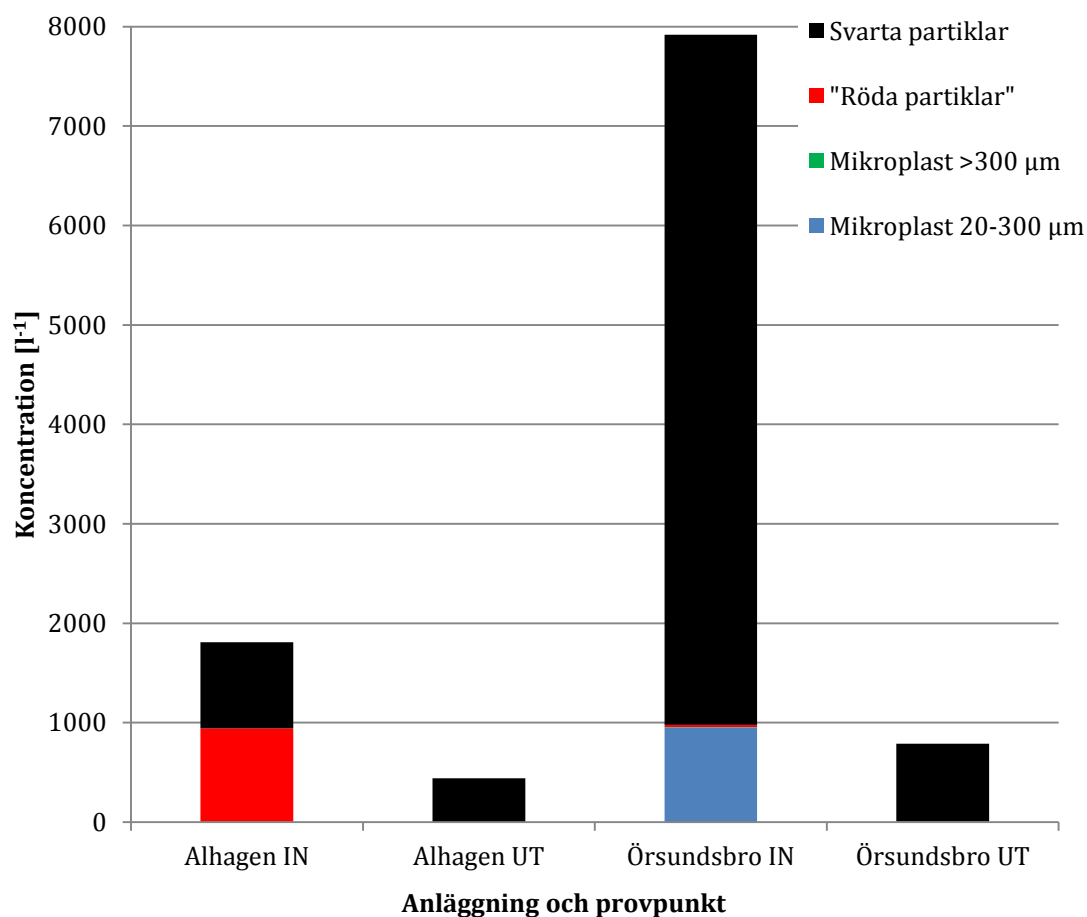
Tabell 9. Förekomst av svarta partiklar i inkommande vatten till anläggningar. Notera att enheten är antal partiklar/liter och att värdena anges i formen medelvärde ± standardavvikelse

	Örsundsbro våtmark	Våtmark Alhagen	Våtmark Alhagen	Tibbledammen	Korsängens vattenpark
Vattentyp	Spillvatten	Spillvatten	Dagvatten	Dagvatten	Dagvatten
Svarta partiklar	[l <sup>-1</sup> ] 6939 ± 354	866 ± 203	220 ± 61	977 ± 188	4267 ± 950

### 4.3 AVSKILJNING OCH ÖVRIGA PROVPUNKTERS HALTER

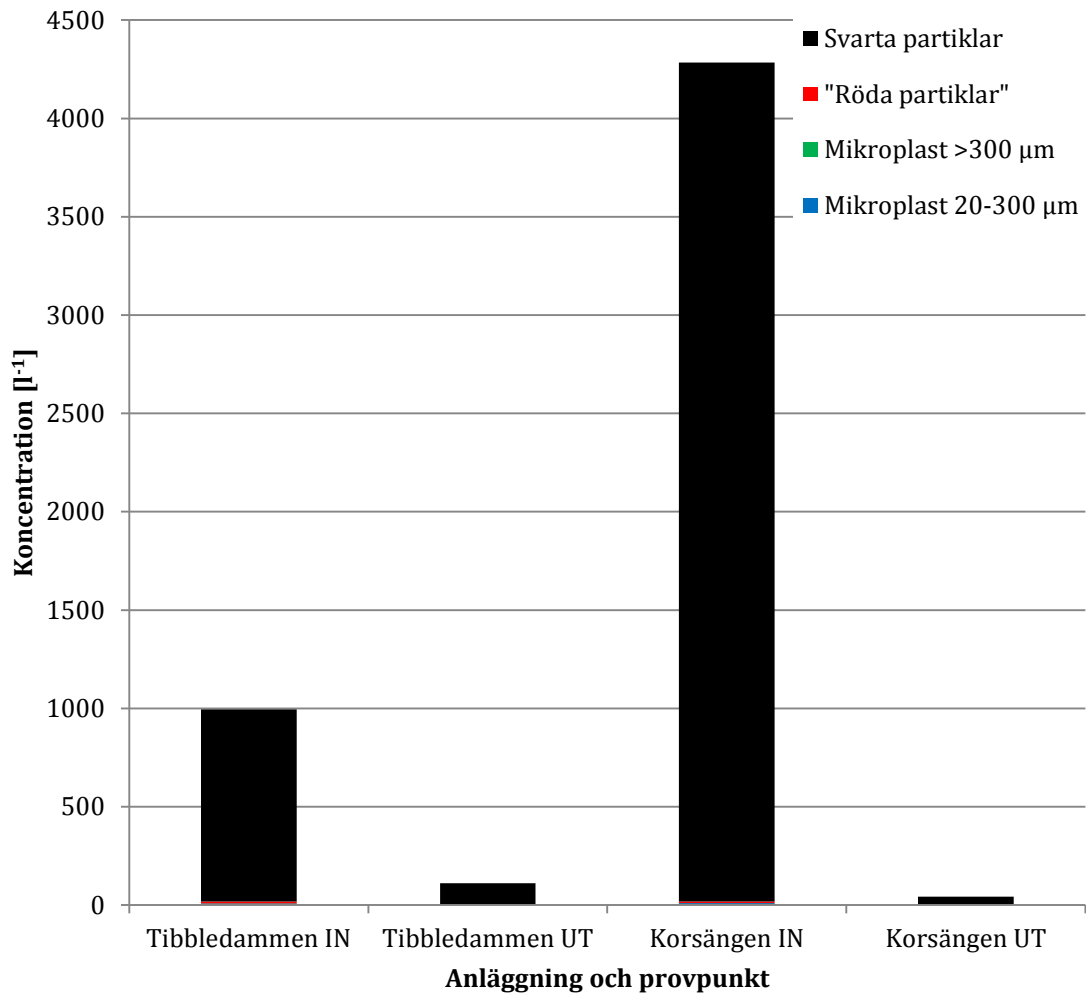
#### 4.3.1 Summering – allt mikrokröp

Medelvärden för spillvattenvåtmarkernas inlopp och utlopp visas i figur 23. De värden som tidigare har redovisats som antal/m<sup>3</sup> har för jämförbarhetens skull omvandlats till antal/liter. Notera att värdena i diagrammet är framtagna med hjälp av olika mätmetoder, se bilaga A för använd metod för varje provtagning.



Figur 23. Spillvattenvåtmarkernas medelkoncentrationer för inlopp och utlopp. Notera att alla värden är angivna som objekt/liter och att filtrering har skett på olika sätt.

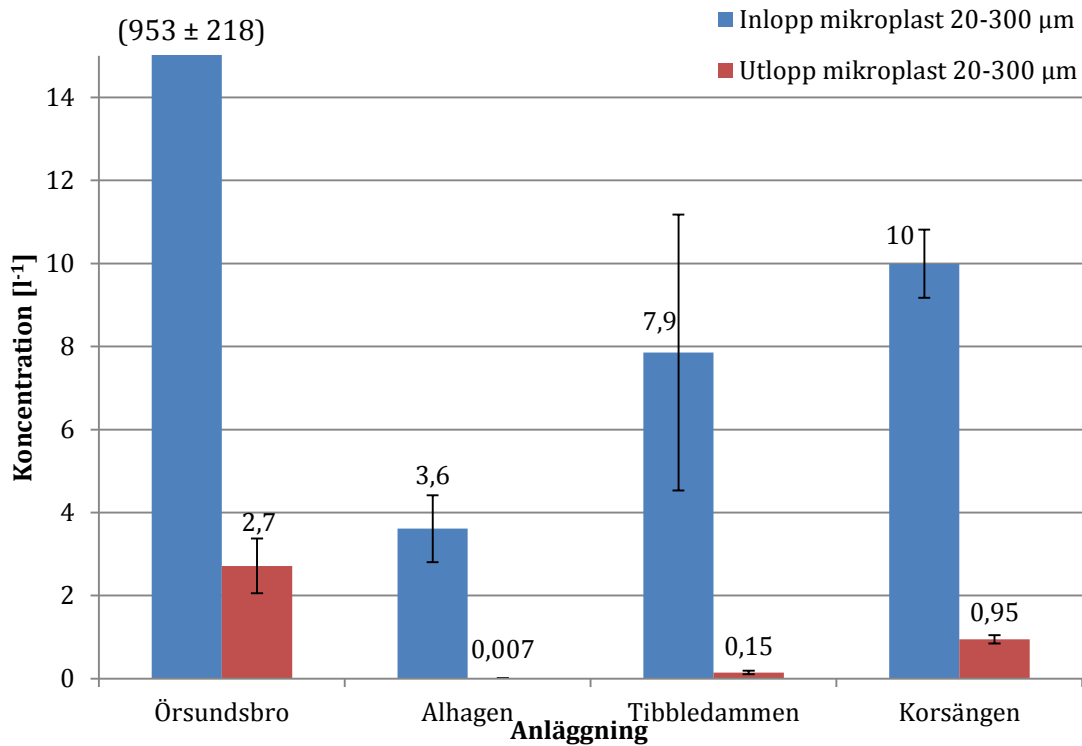
Medelkoncentrationerna för dagvattenanläggningarna presenteras i figur 25. Observera att även dessa värden är framtagna med hjälp av olika mätmetoder. För exakt mätmetod för varje provtagning, se bilaga A.



Figur 24. Dagvattenanläggningarnas medelkoncentrationer för inlopp och utlopp. Notera att alla värden är angivna som objekt/liter och att filtrering har skett på olika sätt.

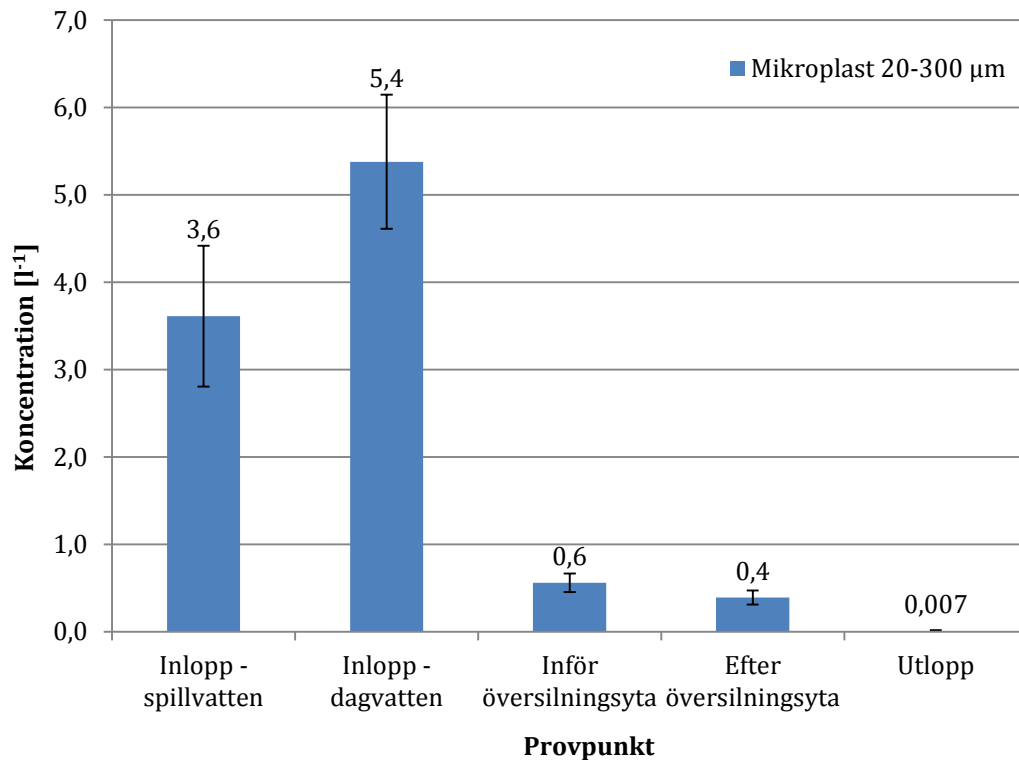
#### 4.3.2 Mikroplast 20-300 µm

Alla anläggningar avskilde mikroplast inom det minsta storleksintervallet. Medelkoncentrationer samt standardavvikelser i anläggningarnas in- och utloppsvatten presenteras i figur 25. Våtmark Alhagens dagvatteninlopp är inte medtaget då dagvattenflödet var litet jämfört med spillvattenflödet. I figur 25 är stapeln för Örsundsbro våtmarks inloppsvärden avkapad och har sina värden redovisade i siffror, se bilaga B för en figur där hela stapeln redovisas. I våtmark Alhagens utlopp förekom en mikroplastpartikel i ett av de tre prover om cirka 50 liter filtrerad vattenvolym per prov som togs. De övriga två var tomma.



Figur 25. Mikroplastkoncentrationer i anläggningarnas inlopp och utlopp för storleksintervallet 20-300 µm. Medelvärden anges ovanför staplarna och standardavvikelser visas som felstaplar. Notera att Örsundsbro's inloppsvärde inte får plats i diagrammet och istället är utskrivet som (medelvärde ± standardavvikelse). Diagrammet visar inte våtmark Alhagens dagvatten då detta inflöde var litet jämfört med spillvattenflödet.

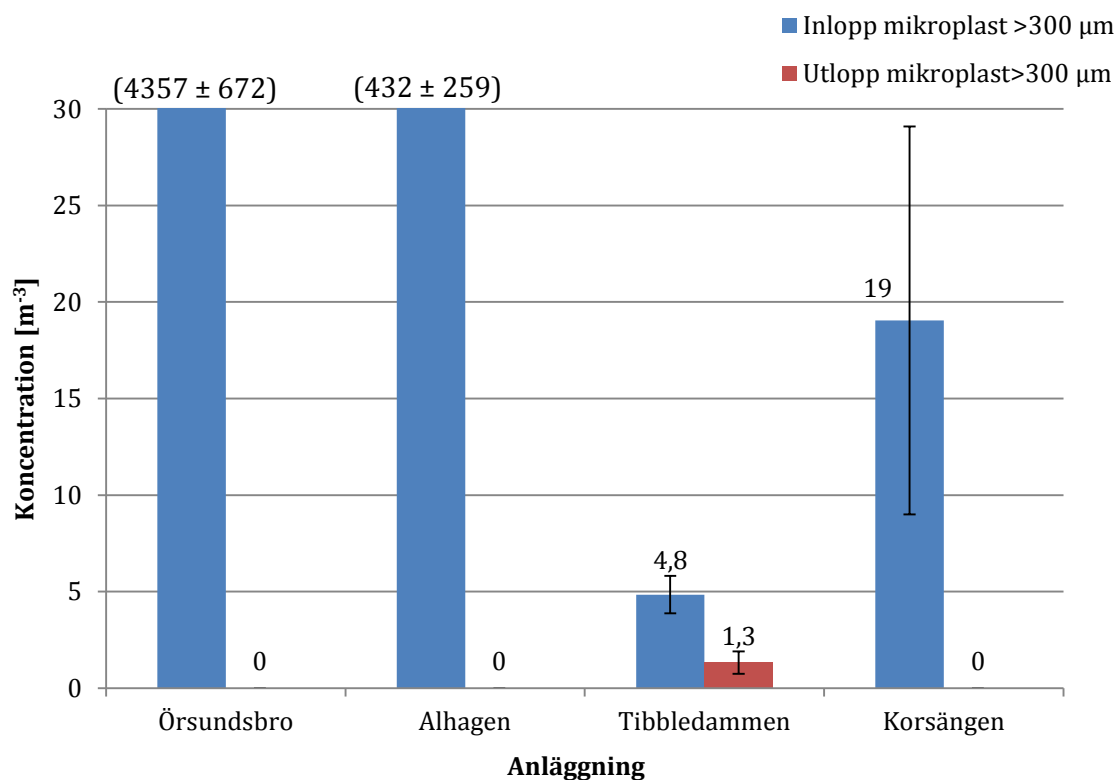
För att undersöka avskiljningens bakomliggande processer utfördes provtagning på ytterligare två platser utöver inloppen och utloppet i våtmark Alhagen. Figur 26 visar på minskande medelkoncentrationer ju längre vattnet transporteras.



Figur 26. Medelkoncentrationer av mikroplast i fraktionen 20-300 µm i olika provpunkter i våtmark Alhagen. Medelvärden anges ovanför staplarna och standardavvikelser redovisas som felstaplar.

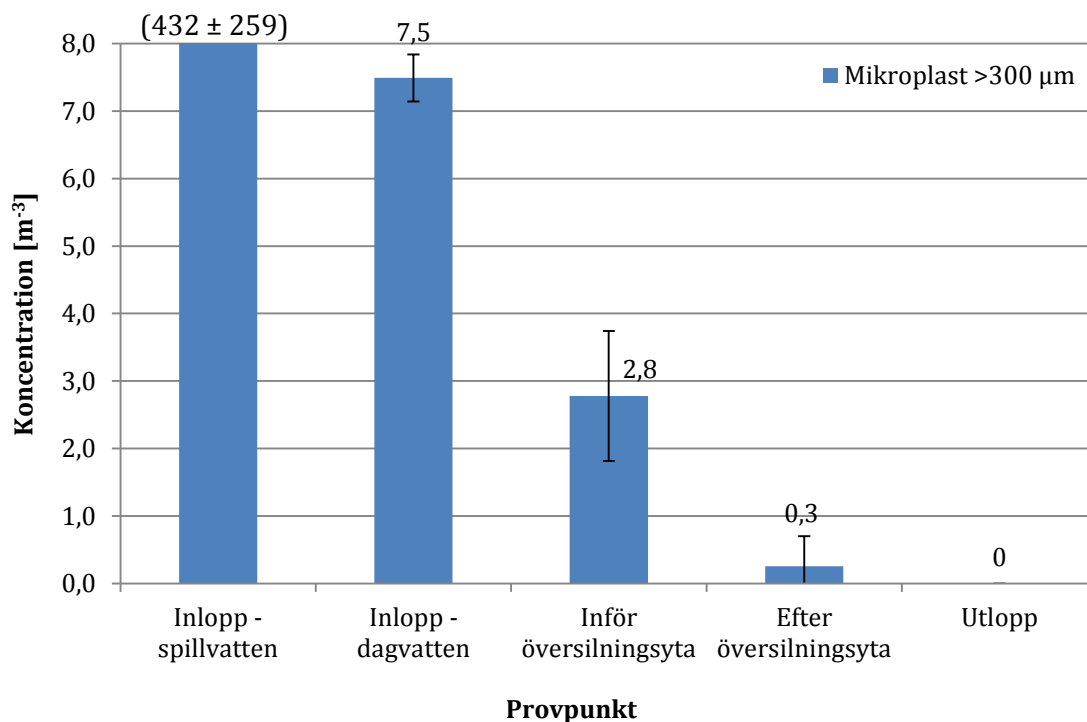
#### 4.3.3 Mikroplast >300 µm

Liksom för den mindre fraktionen mikroplast skedde en avskiljning även för mikroplast större än 300 µm i alla anläggningar, figur 27. Tibbledammen var den enda anläggningen där mikroplast detekterades i provtagning av utgående vatten och där noterades 1-2 plastfibrer per prov om cirka 1000 liter. För att öka upplösningen för de lägsta koncentrationerna har staplarna med högst värden i figur 27 kapats. Se bilaga B för ett komplett stapeldiagram.



Figur 27. Medelkoncentrationer för mikroplast >300 µm i anläggningarnas inlopp och utlopp. Standardavvikelse visas som felstaplar. Inloppsvärden för våtmark Alhagen och Örsundsbro våtmark får inte plats i diagrammet och istället redovisas deras resultat ovanför de avkapade staplarna som (medelvärde ± standardavvikelse). Diagrammet visar inte heller värden för våtmark Alhagens dagvatten till följd av det låga flödet jämfört med spillvattenflödet.

Figur 28 visar uppmätta medelkoncentrationer i de olika delarna av våtmark Alhagen. Liksom för det lägre storleksintervallet visar resultaten på en minskning av mikroplast ju längre vattnet transporteras i våtmarken. Se bilaga B för ett stapeldiagram där spillvatteninloppets stapel visas i sin helhet.

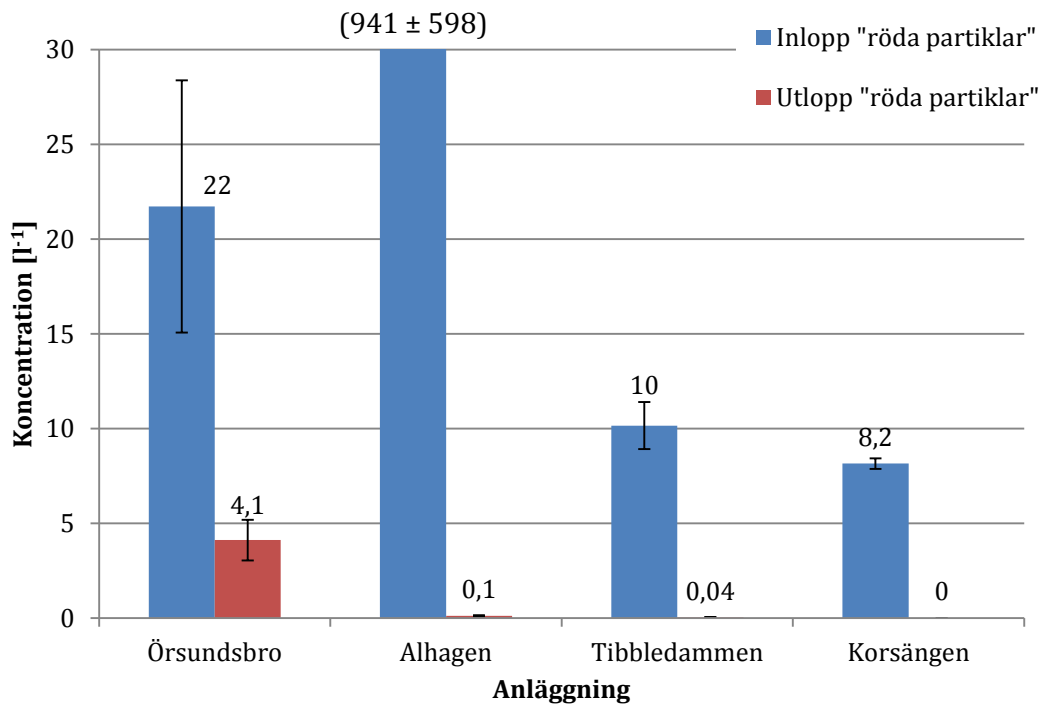


Figur 28. Medelkoncentrationer av mikroplast större än 300  $\mu m$  i våtmark Alhagens olika provpunkter. Felstaplarna visar standardavvikelse och då spillvatteninloppets värden är relativt höga redovisas de ovanför den avkapade stapeln som (medelvärde  $\pm$  standardavvikelse).

#### 4.3.4 ”Röda partiklar”

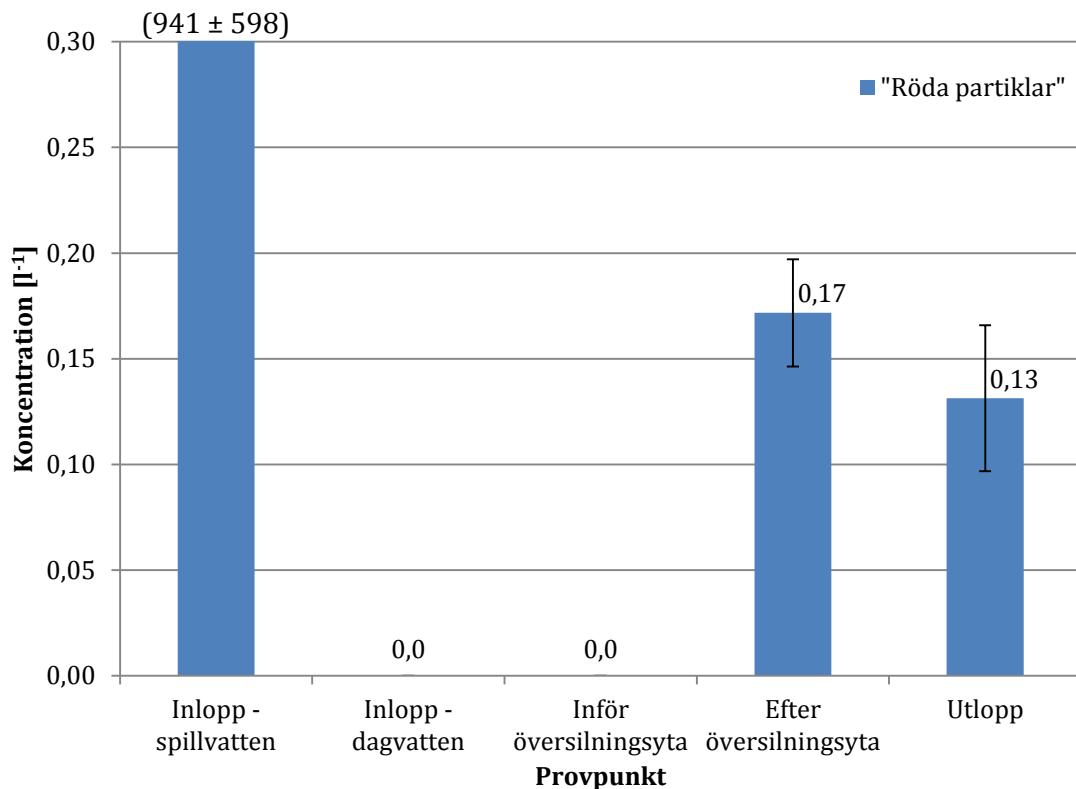
Alla anläggningar avskilde ”röda partiklar” och för Korsängens vattenparks utlopp var proven tomma. Figur 29 visar ”röda partiklar” i anläggningarnas inkommande och utgående vatten. Stapeln för våtmark Alhagens spillvatteninlopps medelkoncentration är kapad för att öka upplösningen för övriga resultat i figur 29. Se bilaga C för ett samlat resultat.





Figur 29. Medelkoncentrationer för "röda partiklar" i anläggningarnas inlopp och utlopp. Standardavvikelser redovisas som felstaplar och då våtmark Alhagens inloppsvärden är för stora för smidig redovisning är platsens värden insatta ovanför sin avkapade stapel som (medelvärde ± standardavvikelse).

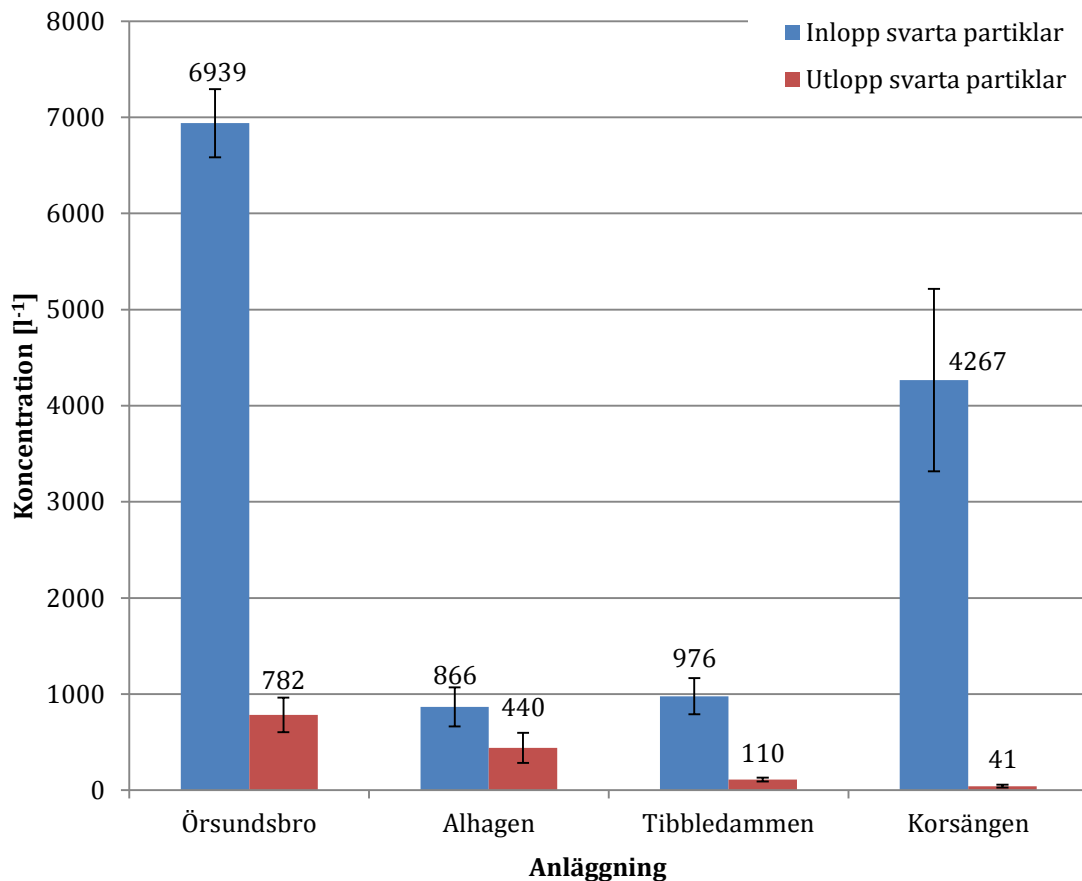
Figur 30 visar resultatet för medelkoncentrationer av "röda partiklar" i våtmark Alhagens olika provpunkter. Se bilaga C för presentation av diagrammet i sin helhet. Inga partiklar påträffades i varken dagvatteninloppet eller precis inför översilningsytan.



Figur 30. Medelkoncentrationer av "röda partiklar" i de olika provpunkterna i våtmark Alhagen. Felstaplar visar standardavvikelse. Notera att spillvatteninloppets stapel är kapad för att öka upplösningen för resterande värden. Resultatet för inloppet visas ovanför den kapade stapeln som (medelvärde ± standardavvikelse).

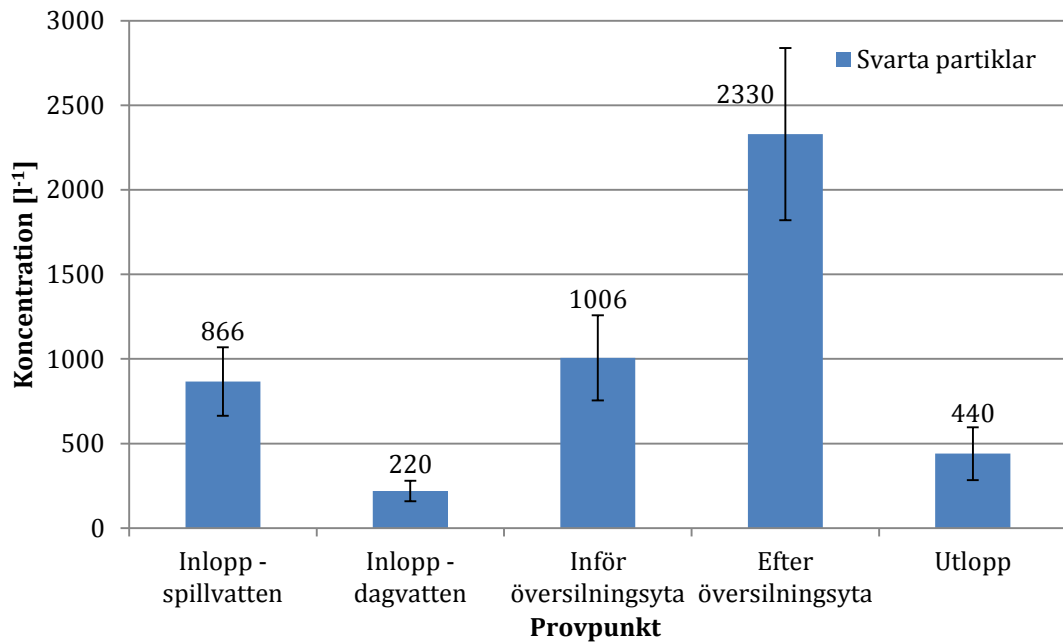
#### 4.3.5 Svarta partiklar

Liksom för övriga studerade partiklar, fibrer och flagor innehöll anläggningarnas utlopp lägre medelkoncentrationer av svarta partiklar än inloppen, figur 31. I proverna från Tibbledammens utlopp noterades ett antal kluster av svarta partiklar som fastnat i alger och organiskt material. I klustren noterades även partiklar mindre än 20 µm. De mindre partiklarna har noterats, men inte räknats.



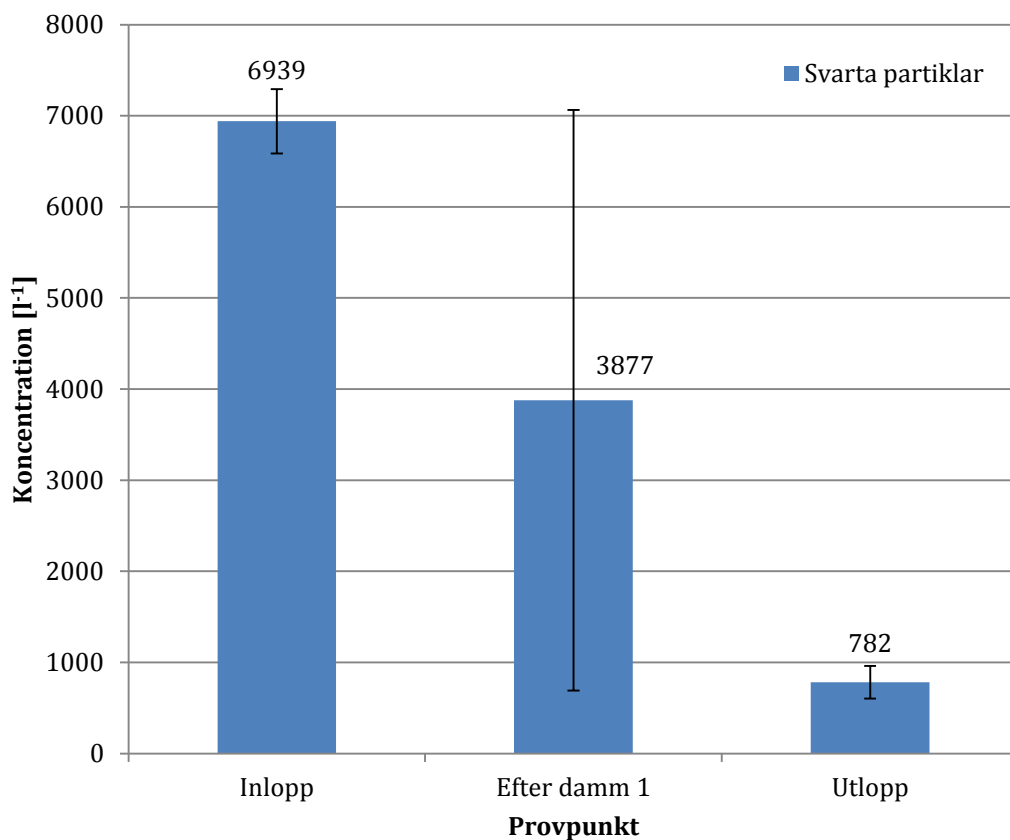
Figur 31. Medelkoncentrationer för svarta partiklar i anläggningarnas inlopp och utlopp. Standardavvikelse redovisas som felstaplar. Värdet för våtmark Alhagens dagvatteninlopp är inte medtagna då flödet var lågt jämfört med anläggningens spillvattenflöde.

För våtmark Alhagens provpunkter redovisas medelvärden och standardavvikelse i figur 32. I översilningsytans utlopp bestod partiklarna till stor del av sfäriska partiklar med en diameter på cirka 20  $\mu\text{m}$ , vars nyans inte var lika djupsvart som övriga funna svarta partiklar. De sfäriska partiklarna noterades även i våtmark Alhagens utlopp. En ökning av medelkoncentrationer för svarta partiklar kan ses fram till provpunkten ”Efter översilningsytan”. Efterföljande utloppsvärde är dock lägre.



Figur 32. Medelkoncentrationer av svarta partiklar i våtmark Alhagens olika provpunkter. Felstaplarna anger standardavvikelser.

Extra provtagning för svarta partiklar utfördes även efter den inledande sedimentationsdammen i Örsundsbro. Koncentrationerna för den extra provpunktens tre replikat varierade stort, vilket syns i felstapeln för standardavvikelse som sträcker sig mellan de övriga medelkoncentrationerna, figur 33.



Figur 33. Medelkoncentration av svarta partiklar i de olika provpunkterna i Örsundsbro. Värdenas standardavvikelser anges som felstaplar.

#### 4.3.6 Procentuell avskiljning och statistisk analys

I tabell 10 visas Örsundsbro våtmarks procentuella avskiljning och p-värden från den statistiska analysen av skillnaderna mellan provpunkternas mätserier. Till följd av den stora variationen mellan replikatens värden i provpunkten efter inledande sedimentationsdamm kan varken skillnaden mellan den och inloppet eller mellan den och utloppet sägas vara signifikant. Se figur 2 för provpunkternas placeringar och figur 33 för standardavvikelser för de svarta partiklarnas medelkoncentrationer.

Tabell 10. Procentuell avskiljning i Örsundsbro våtmark samt t-testets p-värde. Grön färg = minst 95 % signifikans för skillnad mellan provpunkterna. ”Hela anläggningen” avser delen mellan provpunkt 1 och provpunkt 3. På liknande sätt avser ”Sedimenteringsdammen” punkt 1 och punkt 2 och ”Efter sedimenteringsdammen” punkt 2 och punkt 3.

	Avskiljning [%]	P-värde
<b>Mikroplast 20-300 µm</b>		
Hela anläggningen	99,7	0,017
<b>Mikroplast &gt;300 µm</b>		
Hela anläggningen	100	0,008
<b>"Röda partiklar"</b>		
Hela anläggningen	81	0,041
<b>Svarta partiklar</b>		
Hela anläggningen	89	0,0001
Sedimenteringsdammen	44	0,237
Efter sedimenteringsdammen	80	0,234

Den procentuella avskiljningen mellan provpunkterna i våtmark Alhagen redovisas i tabell 11. Notera att det skedde en signifikant koncentrationsökning av ”röda partiklar” och svarta partiklar i översilningsytan. Se figur 4 för provpunkternas placeringar och nummer.

Tabell 11. Procentuell avskiljning i våtmark Alhagen samt t-testets p-värde. Ljusgrön färg = minst 90 % signifikans och mörkgrön färg = minst 95 % signifikans för skillnad mellan provpunkterna. ”Hela anläggningen” avser delen mellan provpunkt 1 och provpunkt 5. På liknande sätt avser ”Inledande del inför översilningsyta” punkt 1 och punkt 3, ”Översilningsyta” punkt 3 och punkt 4 och ”Naturlig våtmark” punkt 4 och punkt 5.

	Avskiljning [%]	P-värde
<b>Mikroplast 20-300 µm</b>		
Hela anläggningen	99,8	0,016
Inledande del inför översilningsyta	85	0,021
Översilningsyta	30	0,099
Naturlig våtmark	98	0,014
<b>Mikroplast &gt;300 µm</b>		
Hela anläggningen	100	0,102
Inledande del inför översilningsyta	98	0,103
Översilningsyta	91	0,029
Naturlig våtmark	100	0,423
<b>"Röda partiklar"</b>		
Hela anläggningen	100	0,112
Inledande del inför översilningsyta	100	0,112
Översilningsyta	-100	0,007
Naturlig våtmark	24	0,185
<b>Svarta partiklar</b>		
Hela anläggningen	49	0,048
Inledande del inför översilningsyta	-16	0,494
Översilningsyta	-132	0,029
Naturlig våtmark	81	0,017

I tabell 12 visas hur stor den procentuella avskiljningen var för de uppmätta medelkoncentrationerna mellan provpunkterna i Tibbledammen. Enbart två av tre 20 µm-filter från Tibbledammens inlopp gick att analysera och från dessa två kommer resultaten för ”röda partiklar” liksom för mikroplast i intervallet 20-300 µm.

Tabell 12. Procentuell avskiljning i Tibbledammen samt t-testets p-värde. Ljusgrön färg = minst 90 % signifikans och mörkgrön färg = minst 95 % signifikans för skillnad mellan provpunkterna. ”Hela anläggningen” avser delen mellan provpunkt 1 och provpunkt 2

	Avskiljning [%]	P-värde
<b>Mikroplast 20-300 µm</b>		
Hela anläggningen	98	0,188
<b>Mikroplast &gt;300 µm</b>		
Hela anläggningen	73	0,010
<b>"Röda partiklar"</b>		
Hela anläggningen	99	0,055
<b>Svarta partiklar</b>		
Hela anläggningen	89	0,015

Liksom för de andra anläggningarna har den procentuella avskiljningen i Korsängens vattenpark beräknats. Avskiljningen, liksom statistisk analys av mätvärdena redovisas i tabell 13.

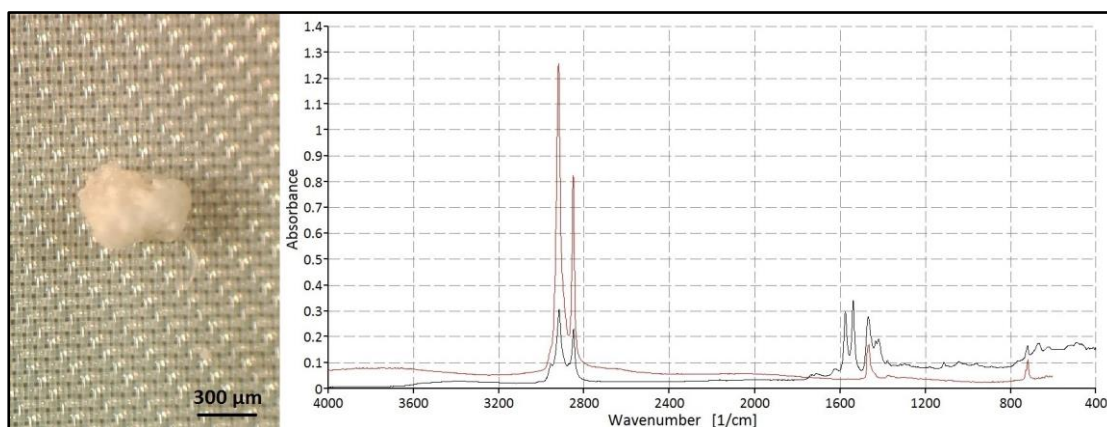
Tabell 13. Procentuell avskiljning i Korsängens vattenpark samt t-testets p-värde. Ljusgrön färg = minst 90 % signifikans och mörkgrön färg = minst 95 % signifikans för skillnad mellan provpunkterna. ”Hela anläggningen” avser delen mellan provpunkt 1 och provpunkt 2

	Avskiljning [%]	P-värde
<b>Mikroplast 20-300 µm</b>		
Hela anläggningen	90	0,002
<b>Mikroplast &gt;300 µm</b>		
Hela anläggningen	100	0,081
<b>"Röda partiklar"</b>		
Hela anläggningen	100	<0,001
<b>Svarta partiklar</b>		
Hela anläggningen	99	0,016

#### 4.4 MATERIALANALYS – FTIR

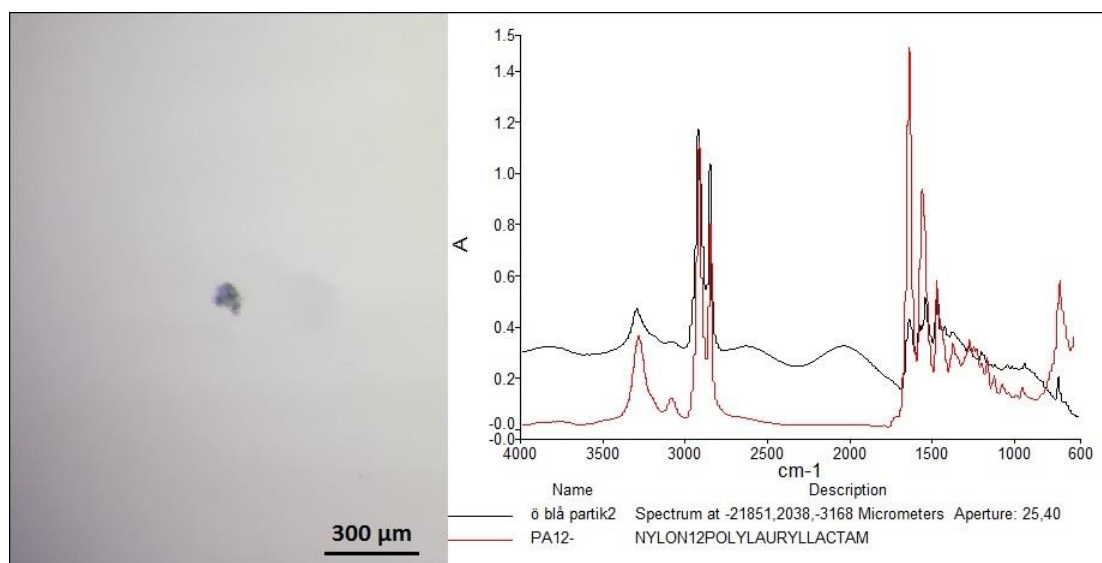
FTIR-analysen presenteras i figur 34-37. Den vita partikeln från inkommande vatten till Örsundsbro våtmark innehöll plasten polyeten. Figur 34 visar partikeln, dess spektrum samt polyetens spektrum, vars toppar tydligt överensstämmer med de hos partikeln. Övriga toppar i spektrumet tyder på att partikeln, utöver polyeten, även innehåller andra tillsatser.





Figur 34. T.v. en vit partikel från inkommande vatten till Örsundsbro våtmark. T.h. spektrum för vit partikel (svart linje, initialt nedre) och för polyeten (röd linje, initialt övre). Foto: Robert Jönsson.

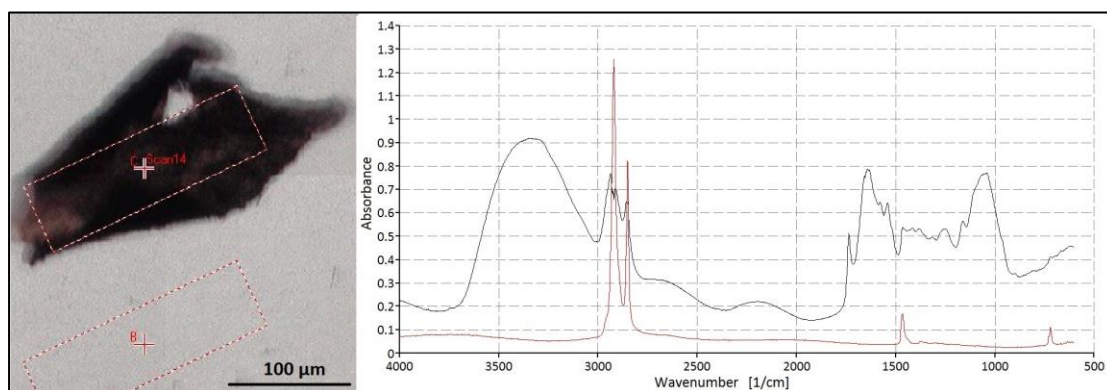
Den blå partikeln från inkommande vatten till Örsundsbro våtmark visade, vid matchning mot Swerea KIMABs referensdatabas, 80 % överrensstämmning mot plasten polyamid12. Att matchningen inte är 100-procentig innebär att partikelns material troligtvis är en polyamidtyp som inte finns med i databasen. Den blå partikelns, dess spektrum samt polyamid12:s spektrum visas i figur 35.



Figur 35. T.v. en blå partikel från inkommande vatten till Örsundsbro våtmark. T.h. spektrum för blå partikel (svart linje, initialt övre) och för polyamid12 (röd linje, initialt nedre). Spektrumerna är uppritade av och används med tillstånd från Swerea KIMAB. I figuren visar x-axeln vågtal och y-axeln absorptions. Foto: Robert Jönsson.

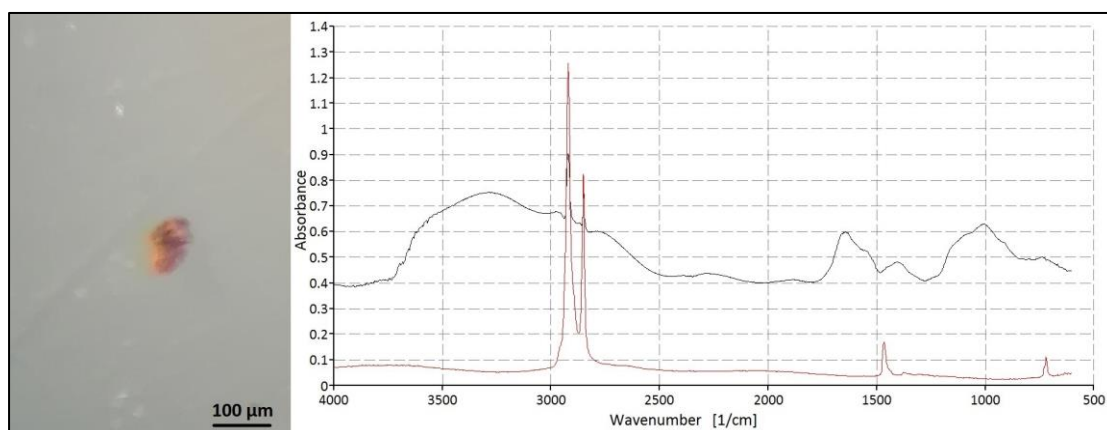
Spektrum för den transparenta flagan från inkommande vatten till Örsundsbro våtmark visas i figur 36 tillsammans med den bortsubtraherade plastfilmens spektrum. Flagans spektrum indikerar på att den består av ett plastmaterial inom gruppen

polyolefiner. Detta går att se ifall spektrumet jämförs mot ett spektrum för polypropen och hänsyn tas till en för kraftig bortsubtraktion av underliggande film. Flagan är dock alltför kemisk nedbruten för att det med säkerhet går att säga att den består av just polypropen som ingår i gruppen polyolefiner (Karlsson, personlig kommunikation 2016). I flagans spektrum syns en karbonylgrupp vid  $1741\text{ cm}^{-1}$  och en OH-grupp i området omkring  $3300\text{ cm}^{-1}$ , vilka enligt Bonhomme et al. (2003) och Tan et al. (2009) tyder på att materialet genomgått viss kemisk nedbrytning.



Figur 36. T.v. en transparent flaga från inkommande vatten till Örsundsbro våtmark. T.h. spektrum för transparent flaga (svart linje, initialt övre) och för bortsubtraherad plastfilm (röd linje, initialt nedre). Fotot används med tillstånd från Swerea KIMAB.

FTIR-analysen av den ”röda partikeln” från inkommande spillvatten till våtmark Alhagen indikerar att partikeln består av polyeten. Partikeln, dess spektrum och polyetens spektrum visas i figur 37. Liksom för ovan beskriven flaga, visar den röda partikeln spektrum tecken på kemisk nedbrytning och en alltför stor bortsubtraktion av underliggande films spektrumtoppar, vilket gör att polymertyp ej kan säkerhetsställas utan anpassade modeller eller beräkningar (Karlsson, personlig kommunikation 2016).



Figur 37. T.v. en ”röd partikel” från våtmark Alhagens spillvatteninlopp. T.h. spektrum för ”röd partikel” (svart linje, initialt övre) och för polyeten (röd linje, initialt nedre). Foto: Robert Jönsson.

## 5 DISKUSSION

### 5.1 PROVTAGNING OCH ANALYS

Provtagningen har mestadels fungerat tillfredställande och en styrka i utförandet är att all provtagning och analys har utförts av en och samma person. Metodiken som har använts är välbeprövad och har tidigare använts vid provtagning i insjövatten, kustvatten och spillvatten (Magnusson & Norén, 2011; Landbecker, 2012; Magnusson & Wahlberg, 2014). En skillnad är från andra studier är filterhållarens krökta konstruktion, figur 10. Genom ett enkelt tillägg går det dessutom att lägga till fler filter i serie om så önskas. Att enbart ha ett 300 µm-filter före 20 µm-filtret gav dock ingen större ökning av den volym vatten som kunde filtreras, vilket var tanken bakom seriekopplingen. Som nämnts i avsnitt 3.2 utfördes därför filtreringen separat för de två filterstorlekarna.

En svårighet vid provtagning var att förutse vilka volymer som var lämpliga att pumpa genom de olika filtren. Mikroplastkoncentrationerna visade sig variera stort mellan olika vattentyper och för vatten som genomgått olika reningssteg. Alltför små volymer skulle innebära att ingen mikroplast detekterades, vilket var fallet för flera av 300 µm-filtren där pumpningen avslutades då filtrena sattes igen av organiskt material. I många fall visade det sig dock att onödigt stora volymer hade pumpats, vilket ledde till ett väldigt omfattande och tidskrävande kvantifieringsarbete. Partiklarna på vissa filter har kunnat räknas på cirka 10 minuter medan andra filter, till exempel 20 µm-filtren i Örsundsbro's inlopp, krävde många timmars mikroskopi. Bortsett från tidsåtgången har metoden att kvantifiera mikroplast med stöd av foton på verifierad mikroplast fungerat bra. Som diskuteras mer i avsnitt 5.7 finns en risk att antalet ljusa plastpartiklar har underskattats på grund av den ljusa filterbakgrunden.

Arbetsbördan för själva analysen skulle kunna minskas genom att använda metoden hyperspektral avbildning (hyperspectral imaging), vilken har beskrivits som mer effektiv och visat på ökad pålitlighet i resultaten. Det är i dock en relativt obeprövad metod för kvantifiering av mikroplast och den lämpar sig i dagsläget främst för mikroplast >300 µm (Karlsson et al., 2016).

### 5.2 FLÖDEN OCH NEDERBÖRD

Då flödet mättes upp i en punkt per anläggning är det främst vid den punkten som flödet gäller. På grund av fördröjningseffekter till följd av anläggningens storlek och uppehållstid kan flödet mellan in- och utlopp skilja sig. Vid stabila tillrinningsförhållanden kan dock antas konstant volym och att uppmätt flöde är representativt för hela anläggningen vid provtagningstillfällena. Vattnets uppehållstid i anläggningarna gör att det inte är samma vattenpaket som undersökts vid provtagning i olika punkter. För representativitet måste antas att förändringar av partikelhalter i inkommande vatten är relativt långsamma. Antagandet görs för att överhuvudtaget kunna jämföra koncentrationerna och till följd av den omblandning som bör ske inuti anläggningarna.

Inkommande flöden i de båda spillvattenvåtmarkerna var vid provtagningstillfällena något lägre än deras medelflöden, tabell 6. Skillnaden är liten och bedöms fullt normal då hushåll ger upphov till varierande mängder spillvatten vid olika tider på dygnet med toppar under morgon och kväll. I våtmark Alhagens fall kan det även bero på en period med relativt lite nederbörd inför provtagningen och att mindre dagvatten än normalt därför kommit in till själva reningsverket. Enligt Svenskt Vatten (2016a), kommer det nästan alltid in dagvatten till reningsverken till följd av

inläckage i ledningar eller äldre ledningssystem där dagvatten och spillvatten avleds i samma ledningar. Att det inte regnade något i Nynäshamn under tio dagar före provtagningen märktes tydligt på dagvattenflödet in till våtmark Alhagen, figur 16. I relation till spillvattenflödet var dagvattenflödet mycket litet.

I Korsängens vattenpark var flödet högre än normalt vilket kan förklaras av den nederbörd som, enligt figur 15, föll i området under perioden före provtagningen.

Flödesmätningen i Tibbledammen visade betydligt lägre värden än tidigare uppmätta dygnsmedelvärden. Det läckage som iaktogs vid sidan av dammens utloppsdämme gör att det verkliga flödet visserligen var något högre än det uppmätta, men motsvarar inte skillnaden. En anledning till skillnaden kan dock vara att snösmältningens bidrag till ett stort medelflöde och det är möjligt att en bättre jämförelse hade gjorts med flödets medianvärde. En annan aspekt att beakta är mätstationens avstånd från anläggningens avrinningsområde. Även om avståndet är enbart cirka 7 km kan lokala avvikelser i nederbördsmängd eventuellt ha förekommit. Flödesvariationer och varierande nederbördssituationer anläggningarna sinsemellan, gör att slutsatser från resultaten för avskiljning och förekomster lättare borde kunna appliceras på andra anläggningar.

### **5.3 FÖREKOMSTER I SPILLVATTENANLÄGGNINGARNA**

#### **5.3.1 Mikroplast 20-300 µm**

Det skiljde stort i mikroplastkoncentrationerna för inloppet i våtmark Alhagen jämfört med Örsundsbro våtmark, tabell 7. Våtmark Alhagen hade de lägsta medelkoncentrationerna, medan Örsundsbro våtmark hade de högsta. Våtmark Alhagens medelkoncentration på 3,6 mikroplastobjekt/liter, ligger nära halterna i utloppsvattnet från de tre norska avloppsreningsverken i Magnusson (2014) där medelkoncentrationerna var 2,1–5,4 objekt/per liter. Koncentrationen är också lik de halter som uppmätts i utloppet från andra svenska avloppsreningsverk (Magnusson & Wahlberg, 2014). I inloppet för Örsundsbro våtmark var medelkoncentrationen 953 objekt/liter, vilket är mer än 10 gånger högre än vad Magnusson & Wahlberg (2014) har uppmätt i helt orenat spillvatten. Det är oklart vad som orsakat de onormalt höga värdena och det vore intressant att göra fler studier i Örsundsbro våtmark för att se ifall koncentrationerna var tillfälliga eller inte. En möjlig orsak skulle kunna vara att slam följer med ut i våtmarken. Eftersom det, enligt Carr et al. (2015), är via slammet som den största mikroplastavskiljningen sker i reningsverk skulle en eventuell slamflykt medföra en ökad mikroplastkoncentration. Dock finns det inga rapporter om slamflykt under perioden kring provtagningstillfället (Berglund, personlig kommunikation 2016), så orsaken till de höga halterna förblir oklar. Det vore även intressant att ta reda på var de vita och blå partiklarna i Örsundsbro våtmarks inlopp kommer ifrån då de utgjorde cirka 98 % av all mikroplast i inloppet. Det bör dock tilläggas att då de vita partiklarna var så många fler än övrig mikroplast, gjordes analysen av vita partiklar på filter där enbart 100 ml vatten hade filterats. Av tidsskäl var det inte praktiskt möjligt att räkna dem på filter där 10-15 liter hade passerat. De vita partiklarnas koncentrationer har adderats till övriga mikroplastkoncentrationer. Då de uppskalade volymerna skiljer sig åt ökar också osäkerheten i de sammanlagda värdena, vilket gör värdet för mikroplastförekomst i just Örsundsbro våtmarks inloppsvatten något mer osäkert.

### 5.3.2 Mikroplast >300 µm

I relation till det lägre storleksintervallet var medelkoncentrationerna låga för mikroplast >300 µm. Detta är ett faktum som även konstaterats i flera tidigare studier (Magnusson, 2014; Magnusson & Wahlberg, 2014). Inkommande halter av mikroplast >300 µm till anläggningarna var i båda fallen högre än för utloppsvatten i andra avloppsreningsverk. Medelhalten i Örsundsbro våtmark, 4 357 objekt/m<sup>3</sup>, är 10 gånger högre än den i våtmark Alhagen, vilken i sin tur är 1,3 gånger högre än de högsta medelvärden som rapporteras av Magnusson (2014). För våtmark Alhagens del kan det bero på att provtagningsmetodikerna skiljde sig från övriga provpunkter. Mikroplast >300 µm har normalt provtagits genom att filtrera 100-1200 liter vatten genom 300 µm-filtrer. På grund av de problem som beskrivits i avsnitt 3.3.1.1 räknades istället mikroplasten på ett 20 µm-filtrer som filterat 15-16 liter vatten från Alhagens inlopp. Då en del plastfibrer >300 µm, på grund av en långsmal form, kan förväntas passera 300 µm-maskorna lär just dessa ha underskattats något vid normal provtagning, medan samtliga bör ha fastnat i ett 20 µm-filtrer. Därför är resultaten för mikroplast >300 µm i våtmark Alhagen inte helt jämförbara med övriga resultat för samma storleksfraktion, utan kan eventuellt visa något högre värden. En förbättring av kvantifieringsmetodikerna skulle vara att använda 20 µm-filtrer för all kvantifiering av fibrer och inte bara för fibrer kortare än 300 µm.

Liksom för den mindre storleksfraktionen utgjorde vita partiklar den största delen, 91 %, av medelkoncentrationen i Örsundsbro våtmarks inlopp. Även här vore det intressant att försöka ta reda på var de kommer ifrån för att kunna minska utsläppet.

### 5.3.3 ”Röda partiklar”

De ”röda partiklar” som påträffats har haft ett utseende väldigt likt flera av de röda partiklar som påträffats i höga halter och fotograferats av Norén et al. (2009) efter provtagning i svenska kustvatten. Det finns flera teorier om var de har sitt ursprung såsom exempelvis i båtbottnfärg, rostflagor eller andra material (Norén et al., 2009). Dessa ”röda partiklar” har påträffats i stora mängder i inkommande spillvatten till båda våtmarkerna vilket gör att spillvattenutsläpp potentiellt kan utgöra betydande punktutsläpp av de röda partiklar som finns i kustvatten.

Inkommande vatten till våtmark Alhagen hade en medelhalt på 941 ”röda partiklar”/liter, vilket är drygt 25 % mer än de högsta halterna Norén et al. (2015) påträffat i svenska kustvatten. Det bör tilläggas att kustvattenstudierna utfördes med mer finmaskiga filter (Norén et al., 2015), vilket potentiellt skulle kunna göra skillnaden ännu större.

I Örsundsbro våtmark var medelhalten av ”röda partiklar” 22 partiklar/liter, vilket enbart är 2,3 % av medelvärdet i våtmark Alhagen. Enligt Enköpings kommun (2016a) används en järnbaserad fällningskemikalie i Örsundsbro avloppsreningsverk, vilket skulle kunna innebära att en del av de röda partiklarna kan vara någon form av utfällning. Å andra sidan används en aluminiumbaserad fällningskemikalie i Nynäshamn (Nynäshamns kommun, 2016), vilket talar för att källan är någon annan.

### 5.3.4 Svarta partiklar

Svarta partiklar stod för de största koncentrationerna av studerad plast och partiklar, förutom i våtmark Alhagen där ”röda partiklar” var något fler. De högsta halterna av svarta partiklar fanns i Örsundsbro våtmarks inlopp, där medelvärdet var 6 939 partiklar/liter, tabell 9 och figur 31. Som exempel är denna halt 8,7 gånger högre än de högsta halter Norén & Naustvoll (2011) uppmätte längs den norska kusten. I

våtmark Alhagen var medelkoncentrationen en åttandedel av den i Örsundsbro våtmark, men ändå långt högre än sin mikroplasthalt.

## **5.4 FÖREKOMSTER I DAGVATTENANLÄGGNINGARNA**

### **5.4.1 Mikroplast**

För de tre dagvatteninloppen varierade medelkoncentrationerna mellan 5,4 och 10 objekt/liter för mikroplast i storleksintervallet 20-300  $\mu\text{m}$ . Högst värden mättes upp i Korsängens vattenpark där provtagningen utfördes i ett pumphus. I pumphuset noterades en del damm och den dammiga miljön kan eventuellt ha påverkat resultaten så att halterna överskattats något. I både Tibbledammen och Korsängens vattenpark var uppmätta koncentrationer lägre än de halterna Magnusson & Wahlberg (2014) mätte upp i helt orenat spillvatten. De var dock högre än de halter som mätts upp för renat spillvatten i våtmark Alhagens inlopp samt i norska avloppsreningsverk (Magnusson, 2014). Med tanke på att dagvatten enligt Dagvattenguiden (2015) ofta leds orenat till recipienter och enligt räkneexemplet i avsnitt 2.2 kan släppas ut i större mängder än spillvatten, kan dagvatten potentiellt vara en större utsläppskälla även för annan mikroplast än däck- och vägrestes. I Tibbledammen togs proverna enbart i två replikat för mikroplast i det lägre storleksintervallet, till skillnad från övriga punkters tre replikat. Detta drar ner säkerheten något i resultatet från Tibbledammen.

Liksom för spillvattnet förekom mikroplast  $>300 \mu\text{m}$  i mycket lägre halter än för intervallet 20-300  $\mu\text{m}$ , tabell 7. Även här har antagligen koncentrationerna underskattats en del då fibrer längre än 300  $\mu\text{m}$  kan ha tagit sig igenom 300  $\mu\text{m}$ -maskorna. Den största andelen mikroplast utgjordes dessutom av just fibrer. Samtidigt kan halterna i Korsängens vattenpark ha överskattats något till följd av eventuell kontamination från det damm som noterades i pumphuset där proverna tog. Standardavvikelsen var också relativt stor för resultaten från Korsängens vattenpark, figur 27.

### **5.4.2 ”Röda partiklar”**

I Korsängens vattenpark och Tibbledammen påträffades 8-10 partiklar/liter dagvatten, vilket är ungefär samma halt som för anläggningarnas totala mikroplastkoncentrationer, tabell 7 och 8. Däremot hittades inga ”röda partiklar” i det dagvatten som rinner in i våtmark Alhagen. Funna partiklar var till utseendet mycket lika de som hittades i de båda spillvatteninloppen, vilket gör att även dagvatten potentiellt skulle kunna utgöra en källa till röda partiklar som hittats till havs.

### **5.4.3 Svarta partiklar**

Om tabell 7-9 jämförs är det tydligt att de svarta partiklarna utgör den absolut största fraktionen partiklar i dagvatten. Detta illustreras ytterligare i figur 24 där koncentrationerna har ställts mot varandra. Teorin som Norén & Naustvoll (2011) har lagt fram om att partiklarna kan komma från slitage av däck och vägbeläggning eller är förbränningspartiklar är förenlig med resultaten då anläggningarnas dagvatten bland annat kommer från vägar.

## **5.5 AVSKILJNING OCH OLIKA PROCESSERS INVERKAN**

Figur 25-33 visar entydigt att det sker en avskiljning av mikroplast, svarta partiklar och ”röda partiklar” i de studerade anläggningarna. Enligt tabell 10-13 var avskiljningen i de flesta fall signifikant till en konfidensgrad av minst 90 %. I tre fall visade t-testet att avskiljningen inte är signifikant för jämförelser mellan inlopp och utlopp trots 100 % eller nära 100 % avskiljning. De tre fallen gäller mikroplast 20-300

$\mu\text{m}$  i Tibbledammen, mikroplast  $>300 \mu\text{m}$  i våtmark Alhagen och ”röda partiklar” i våtmark Alhagen. I Tibbledammens inlopp togs enbart två replikat och detta låga antal i kombination med att deras värden 5,5 och 10,2 objekt/liter ger en relativt stor varians kan vara orsaken till t-testets resultat. Testet visar att det enbart med 81,2 % säkerhet går att säga att en avskiljning har skett och att den inte beror på statistisk osäkerhet. För våtmark Alhagens mikroplast  $>300 \mu\text{m}$  och ”röda partiklar” visar p-värdena att det med 89,8 respektive 88,8 % säkerhet går att säga att värdena skiljer sig åt mellan inloppet och utloppet. I båda fallen var avskiljningen 100-procentig och alla replikats koncentrationer i inloppet var relativt höga, minst 133 objekt/liter för mikroplast  $>300 \mu\text{m}$  och minst 420 partiklar/liter för ”röda partiklar”. Enligt de Winter (2013) är risken större att ett t-test felaktigt visar på låg sannolikhet att nollhypotesen kan förkastas för låga antal replikat. Alltså bör kanske ett p-värde  $<0,1$  i denna studie inte omgående tolkas som att resultaten inte går att använda, utan snarare att de bör användas med försiktighet.

För att öka säkerheten skulle ett större antal replikat vara fördelaktigt, dock ger resultaten tydliga indikationer på att en kraftig avskiljning sker i alla anläggningar.

### 5.5.1 Avskiljning via översilningsyta

Både i Korsängens vattenpark och i våtmark Alhagen finns en gräsbevuxen översilningsyta, men då översilningsytan i Korsängens vattenpark enbart används några timmar per dygn kan dess effekt här inte bestämmas. I våtmark Alhagen togs prover inför och efter översilningsytan och där visar resultaten på en avskiljning av mikroplast i båda storleksintervaller, figur 26 och 28. Även om merparten av spillvattnets mikroplast avskildes redan i våtmarkens inledande del (tabell 11) har översilningsytan en signifikant avskiljning i båda fallen. För mikroplast i det mindre intervallet var avskiljningen 30,2 % jämfört med 90,8 % för mikroplast  $>300 \mu\text{m}$ . Möjliga mekanismer är filtrering och fastläggning på växter och i markytan, men provtagningsmetodologiska svagheter lämnar också utrymme för andra förklaringar. Ytan inleds med en spridningsdamm och avslutas med en uppsamlingsdamm. Den avskiljning som uppmätts skulle kunna bero på sedimentation i dessa två dammar. Osäkerheterna kring resultaten för översilningsytan är för stora för att kunna dra några konkreta slutsatser om dess avskiljningseffekt för mikroplast.

En intressant observation är resultaten för svarta partiklar och ”röda partiklar” där översilningsytan gav en signifikant koncentrationsökning. Det kan tänkas finnas flera anledningar till ökningen av svarta partiklar. En orsak kan vara att ytan uppnått ett mättat stadium och tidigare fastlagda partiklar släpper från ytan och följer med vattnet ut. Som en del av anläggningsdriften slås ytan maskinellt, vilket kan ha tillfört svarta partiklar då en möjlig källa till dem enligt Norén & Naustvoll (2011) är förbränning. Det är dock också möjligt att partiklarna var naturliga, då de flesta av funna partiklar efter översilningsytan var aningen ljusare och brunare än övriga svarta partiklar. De hade också en storlek kring  $20 \mu\text{m}$  vilket är i minsta laget för att kunna verifieras med enbart 40 gångers förstoring. Även för ökningen av ”röda partiklar” skulle orsaken kunna vara att de funna partiklarna har ett naturligt ursprung.

En intressant notering i marginalen är den kraftiga minskningen av organiskt material som skedde i översilningsytan. Vid provtagning inför ytan satte  $300 \mu\text{m}$ -filtrena igen efter filtrering av cirka 600 liter, medan utloppets filter utan problem kunde filtrera det dubbla. Se bilaga G för en jämförelse av filtrens innehåll.

### 5.5.2 Flotation

Med flotation menas här att plasten flyter upp till vattenytan och hålls kvar där. Något som talar för att flotation skulle kunna vara en avskiljningsprocess är dels de studier av Mani et al. (2015) som visar på mikroplastinnehåll i en flods ytvatten och dels den flytförmåga mikroplast har enligt Carr et al. (2015). I Korsängens vattenpark kan avskiljningen bero på flera orsaker, men det är möjligt att en viss avskiljning sker genom flotation redan i det inledande uppsamlingsdiket vars utlopp mot resterande dammsystem går via ett rör under vattenytan. Dock går det inte att säga att all avskiljning bör ha skett just där eftersom vattnets uppehållstid i diket är relativt kort till följd av det höga flödet och dikets begränsade volym. Den korta uppehållstiden skapar troligtvis ett alltför turbulent vattenflöde för att alla partiklar med låg densitet ska förbli flytande längs vattenytan. Även i Örsundsbro våtmark kan avskiljningen till viss del bero på flotation då utloppsrörets hjässa är placerad under vattenytan. Dock antas en sådan avskiljning vara begränsad, vilket diskuteras djupare i nästa avsnitt.

### 5.5.3 Sedimentation

Mikroplast har till havs påträffats i sediment (Fischer et al., 2015), vilket potentiellt gör sedimentation till en viktig process att ta hänsyn till. Försöken att undersöka effekten av enbart sedimentation som skulle ske i Örsundsbro våtmark misslyckades tyvärr eftersom den stora mängden alger i vattnet direkt efter den inledande sedimentationsdammen gjorde att filtrena omgående satte igen. De prover där provtagningen lyckades var de mindre vattenvolymerna som samlades upp och filtrerades på laboratorium för att undersöka innehållet av svarta partiklar. Medelvärdet för svarta partiklar i inloppet jämfört med det efter sedimentationsdammen visar på en reduktion, men koncentrationerna varierade kraftigt i den serie prover som togs efter sedimentationsdammen, se felstapeln i figur 33. Resultaten kan här ha påverkats av det rensningsarbete som utfördes i intilliggande dammsystem. Då svarta partiklar enligt Norén & Naustvoll (2011) kan komma från förbränning finns det stor risk att grävarbetet tillfört svarta partiklar till den studerade våtmarken.

Till följd av föregående säsons sedimentrensning i Örsundsbro våtmark var vegetationen väldigt sparsam vid provtagningen. Detta utesluter filterning som orsak till anläggningens kraftiga mikroplastavskiljning. Återstående processer är sedimentation och flotation då utgående vatten avleds via ett rör med hjässan under vattenytan. På grund av turbulens kring utloppsröret kan sedimenterade partiklar resuspendera och följa med ut. Turbulens kan även få vanligtvis flytande material att följa med ut. I Örsundsbro våtmark har antagligen en eventuell turbulens större effekt på flytande mikroplast vid utloppet än på sedimenterad mikroplast. Bakgrunden till antagandet är den nyligen utförda sedimentrensningen och att vattnets långa uppehållstid ger goda möjligheter till sedimentation långt innan området kring utloppsröret. Det är också möjligt att fällningskemikalier från reningsverket följer med vattnet ut i våtmarken och ger ökad sedimentation i den första dammen. Enligt Andersson et al. (2013) är sedimentation generellt den mest betydelsefulla avskiljningsprocessen i dagvattendammar. Ett bra exempel på detta var Tibbledammen där mätningen av sediment visade på ett djup av 30 cm vid både inloppet och utloppet. För själva mikroplastavskiljningen i Tibbledammen går det dock inte att helt utesluta filterning i den undervattensvegetation och de alger som noterades.



Ytterligare en faktor som talar för att sedimentation potentiellt kan vara en viktig process för mikroplastavskiljning är att mikroplast som på grund av låg densitet normalt inte borde sedimentera, enligt Carr et al. (2015) kan binda till sig annat material som ökar deras densitet. En lång uppehållstid för vattnet i våtmarker och dammar skulle potentiellt innebära en ökad möjlighet för annat material att binda till mikroplasters ytor och på så vis öka chanserna för dem att sedimentera.

#### **5.5.4 Filtrering genom växter**

I flera av anläggningarna kan en avskiljning ha skett genom filtrering i växtligheten. Det som främst talar för att växtfiltrering är en betydelsefull mekanism är de resultat i våtmark Alhagens sista del där allt vatten leds genom en tät våtmarksvegetation. I de flesta av utloppets prover noterades inte någon mikroplast alls och för de svarta partiklar som noterades var det även där oklart ifall de var naturliga eller inte.

### **5.6 MATERIALANALYS**

Huvudmålet med materialanalysen var att ta reda på ifall analyserade partiklar och flagor är av plast eller inte. Ytterligare vetskap om exakt vilket material det handlar om är av mindre vikt då det hamnar utanför studiens huvudsakliga syfte.

Då de vita partiklarna som fanns i väldigt stora mängder i Örsundsbro's inlopp skiljde sig en del från övrig mikroplast var det oklart ifall de verkligen var plast eller inte. Till skillnad från många av de andra partiklarna var de relativt mjuka och kladdiga och då de var torra föll de lätt isär vid kontakt. Med tanke på den stora mängden vita partiklar relativt övrig mikroplast spelar resultatet av materialanalysen stor roll. Som figur 34 visar, bestod den vita partikeln av plasten polyeten. Att partikeln innehåller just polyeten syns tydligt på överensstämmelsen mellan plastens och partikelns spektrumtoppar. Även spektrumet för den blå partikeln i figur 35 var tacksam att analysera då just detta fick en matchning mot plasten polyamid12, vars spektrum överensstämde till 80 %. Det finns ett flertal sorters polyamid och en ännu bättre matchning hade antagligen fått om referensbiblioteket hade varit större. För matchning av mikroplast funnen i vatten rekommenderar European Commission et al. (2013) att en överensstämmelse av minst 70 % bör accepteras, då bättre matchningar kan vara svåra att åstadkomma.

Analysen för den transparenta plastflagan i figur 36 visade tecken på kemisk nedbrytning, vilket går att se i spektrumets toppar kring vågtalen 3300 respektive 1740 (Karlsson, personlig kommunikation 2016). Dessa två toppar representerar OH-grupper respektive C=O-grupper och topparna förändras då en polymer bryts ner kemiskt (Bonhomme et al., 2003; Tan et al., 2009). Flagan analyserades ovanpå en plastfilm av polyeten vars spektrum subtraherades bort direkt med hjälp av utrustningens mjukvara. Flagans spektrum visar, enligt Karlsson (personlig kommunikation 2016) tecken på att för mycket subtraktion kan ha skett kring vågtalet 1500 där underliggande films spektrum har en topp. Om hänsyn tas till en för kraftig subtraktion kan flagans material definieras som en plast inom gruppen polyolefiner. Samma antagande om för stor bortsubtraktion kan göras för den ”röda partikeln” i figur 37. Även om bedömningen är lite mer osäker indikerar spektrumet att den, till viss del kemiskt nedbruten, ”röda partikeln” innehåller polyeten (Karlsson, personlig kommunikation 2016).

Polyamid och polyeten är båda exempel på vanliga plaster som tidigare har påträffats i spillvatten (Magnusson & Wahlberg, 2014).

## 5.7 FELKÄLLOR

Stor vikt har lagts på att minimera risker för kontaminering vid provtagning, provhantering och analys. Eventuell kontaminering av filtren skulle få stor påverkan på resultaten, särskilt där små provvolymers innehåll har legat till grund för koncentrationer presenterade i större enheter. Exempelvis skulle en extra svart partikel i ett 100 ml-prov resultera i en ökad koncentration med 10 partiklar/liter när koncentrationen skalas upp. Kontamineringsrisken har dock visat sig vara låg vid provtagning och provhantering, vilket diskuteras djupare i nästa avsnitt.

En felkälla i jämförelserna mellan de olika anläggningarna är den årstidsvariation som fanns vid provtagningstillfällena, vilken märktes på både vattentemperatur och växtlighet. Provtagningen pågick under en månad i slutet av våren och av de fyra anläggningarna var det enbart våtmark Alhagen som hade hunnit få rikligt med växtlighet. I det fall temperatur och växtlighet spelar roll, gäller studiens resultat för vår- och försommarförhållanden. Det är möjligt att resultaten kan bli annorlunda för andra årstider.

Flödesskillnader för inkommande flöde är också en felkälla i jämförelsen mellan de olika anläggningarna. Det är oklart ifall mikroplastkoncentrationerna skiljer sig åt mellan olika flödessituationer och det är möjligt att en ökning eller minskning i inkommande mikroplasthalter skulle kunna påverka avskiljningen.

En eventuell felkälla när det gäller jämförandet av koncentrationer i olika punkter i de enskilda anläggningarna är vattnets uppehållstid. Enligt tabell 3 är den teoretiska uppehållstiden 2-11,5 dagar för vattnet i anläggningarna och det vattenpaket som proverna inkommande vatten varit del av är inte samma som det för utloppsproverna. Skillnader i vattnets ursprungliga kvalitet när det flödar in i anläggningarna är en felkälla som bör tas hänsyn till. Dock bör den omblandning som, enligt Persson (2000), sker i en korrekt designad anläggning bidra till en minskning av felkällans effekt.

I all provtagning med 300 µm-filtrer har antagligen en systematisk underskattning av plastfiberkoncentration skett. Plastfibrer längre än 300 µm har räknats som mikroplast >300 µm. Definitionen kan dock vara missvisade då fibrernas tjocklek vanligtvis var cirka 20 µm. De kan alltså ha passerat 300 µm-porerna. I våtmark Alhagens inlopp där provtagningen strulade, beskrivet i avsnitt 3.3.1.1, togs enbart prover med 20 µm-filtrer, på vilka även fibrer >300 µm räknades. Därför är risken stor att våtmark Alhagens inloppvärden är högre än för övriga provpunkter, vilket bör beaktas vid jämförelse av resultaten. Även i Korsängens inlopp kan uppmätta mikroplasthalter vara delvis missvisande då en del damm noterades i det pumphus där provtagningen utfördes. Dammet kan ha ökat risken för kontaminering vid provtagning och provhantering.

Då kvantifieringen av mikroplastpartiklar alltid har skett mot filtrens vita yta finns risken att ljusa eller vita partiklar eventuellt kan ha underskattats. Detta är enligt Karlsson et al. (2016) ett problem i all analys med vald metodik, vilket dock inte kunnat undvikas då någon bättre analysmetod inte varit möjlig med studiens förutsättningar. Vid all kvantifiering av fibrer kan de dock ha överskattats till följd av att bomulls fibrer kan ha misstagits för plastfibrer.

## 5.8 REFERENSPROVER

Inget av referensprov 1 och 2 som togs i laboratoriets vattensug visade tecken på kontamination. Filteranordningen har främst använts till att undersöka koncentrationer

av svarta partiklar, men vid två tillfällen användes den även till ”röda partiklar” och vita mikroplastpartiklar. Inga av nämnda partikeltyper noterades i något av de två referensproverna.

Referensprov 3 där 30 liter milli-Q vatten pumpades genom ett 20 µm-filter med hjälp av den bensindrivna vattenpumpen blev dock mindre lyckat. Till skillnad från den riktiga provtagningen utfördes detta inte i fält utan på en bakgård i centrala Uppsala och stora mängder luft sögs in genom filtret då flödes hastigheten översteg påfyllningshastigheten av nytt vatten. Av samma anledning har även bägarens ytvatten passerat filtret, vilket medfört en risk för möjlig kontamination från både omgivningens luft och av partiklar som fallit ner och lagt sig på ytan. I fältarbetets riktiga provtagning har varken luft eller ytvatten filtrerats då pumpen alltid startats och stängts av under vattenytan. Då enbart en sjättedel av filtret var undersökt var det uppräknade mikroplastantalet 178 stycken. Resultatet kan jämföras med två av de riktiga provtagningarna med 20 µm-filter i fält som inte innehöll någon mikroplast. Dessa två togs i våtmark Alhagens utlopp och utfördes på samma sätt som all annan fältprovtagning, vilket ger en bättre bild av metodikens, liksom provhanterings risk att tillföra mikroplast till proverna.

## 5.9 FÖRSLAG PÅ VIDARE STUDIER

Att mikroplast avskiljs i dammar och våtmarker innebär att plasten även ackumuleras i dem, vilket öppnar för frågeställningarna:

- Sker också en naturlig nedbrytning? I vilken takt?
- Hur påverkar den ackumulerade plasten det ekosystem som finns i dammen eller våtmarken?
- Hur kan man på bästa sätt ta hand om den mikroplast som avskiljs i en dagvattendamm eller anlagd våtmark?

Orsaken till de ovanligt höga mikroplasthalterna som släpps ut från avloppsreningsverket i Örsundsbro bör utredas vidare och, om möjligt, åtgärdas för att minska ackumuleringen i Örsundsbro våtmark. Trots en hög avskiljningsgrad i våtmarken innebär de höga halterna att en betydande mängd mikroplast ändå släpps ut i recipienten Örsundaån. Reningsverket är relativt litet och det vore intressant att utreda vilka mikroplastkoncentrationer som finns i utgående vatten från andra reningsverk med liknande belastning. Detta då tidigare studier mestadels gjorts med fokus på större reningsanläggningar.

Kvantifiering av mikroplast med hjälp av mikroskop har visat sig vara mycket tidskrävande och en mer effektiv metod vore därför önskvärd. Enligt Karlsson et al. (2016) har hyperspektral avbildning visat sig fungera väldigt bra för mikroplast >300 µm. Om metoden utvecklas så att den även fungerar för mindre plaststorlekar kan antagligen jämförbarheten mellan olika studier förbättras och analysiden förkortas.

Resultatet från det mindre lyckade referensprovet som diskuterats i föregående avsnitt öppnar för frågan ifall det kan finnas stora mängder mikroplast i den stadsluft vi dagligen andas in. Det vore därför intressant att undersöka mikroplasthalter i stadsluft och halternas eventuella hälsoeffekter.

## 6 SLUTSATSER

- I undersökta spillvattenvåtmarkers och dagvattendammars inkommande vatten förekom svarta partiklar och ”röda partiklar” i höga halter jämfört med svenska kustvattens halter av liknande partiklar.
- I inkommande vatten till våtmark Alhagen uppmättes mikroplastkoncentrationer som liknar de som mätts upp i utgående vatten från avloppsreningsverk i andra undersökningar.
- Mikroplastkoncentrationen i inkommande vatten till Örsundsbro våtmark var mer än tio gånger högre än vad tidigare svenska studier uppmätt i helt orenat spillvatten. Merparten av funnen mikroplast i Örsundsbro var polyamid- och polyetenpartiklar. Orsaken till de ovanligt höga halterna har inte kunnat bestämmas.
- I de tre dagvatteninloppen var mikroplastkoncentrationerna högre än i inkommande spillvatten till våtmark Alhagen, vilket indikerar att utsläpp av mikroplast via dagvatten kan befaras vara minst lika stora som via spillvatten då dagvatten ofta släpps ut orenat och i större kvantiteter till recipienterna.
- Av de undersökta storleksfraktionerna uppmättes de högsta halterna inom intervallet 20-300 µm. Endast en väldigt liten del av funnet mikroskräp var större än 300 µm.
- Svarta partiklar påträffades i alla anläggningar och förekom i koncentrationer som var mycket högre än de för mikroplast och ”röda partiklar”, förutom i våtmark Alhagens spillvatteninlopp där de ”röda partiklarna” var något fler.
- ”Röda partiklar” påträffades i relativt höga koncentrationer i alla inlopp förutom i våtmark Alhagens dagvatteninlopp. Partiklarna kan vara av plast eller av annat okänt material. Både dagvatten och spillvatten bedöms vara potentiella spridningsvägar för liknande röda partiklar funna i Sveriges kustvatten.
- Trots en stor variation mellan de fyra anläggningarna med avseende på bland annat storlek, ålder och utformning, visas entydigt att mikroplast >20 µm avskiljs, om än inte fullständigt. Detta tolkas som att dagvattendammars och anlagda våtmarker generellt kan förväntas fungera som effektiva barriärer mot spridning av mikroplast till vattendrag, sjöar och hav.
- Huruvida sedimentation, flotation, nedbrytning eller några andra processer ligger bakom uppmätt avskiljning av mikroplast, svarta partiklar och ”röda partiklar” har inte kunnat avgöras.

## 7 REFERENSER

### 7.1 LITTERÄRA KÄLLOR OCH INTERNETREFERENSER

- Andersson, J. & Kallner, S. (2002). *De fyra stora - en jämförelse av reningsresultat i svenska våtmarker för avloppsvattenrening*. Svenskt Vatten AB. (VA-Forsk; 2002-6). Tillgänglig: <http://www.wrs.se/om-oss/forskning-utveckling/> [Hämtad 2016-04-13].
- Andersson, J., Owenius, S. & Stråe, D. (2012). *NOS-dagvatten - Uppföljning av dagvattenanläggningar i fem Stockholmskommuner*. Svenskt Vatten AB. (VA-Forsk; 2012-2). Tillgänglig: <http://www.wrs.se/om-oss/forskning-utveckling/> [Hämtad 2016-04-13].
- Andersson, J., Stråe, D., Byström, Y., van der Nat, D. & Granath, M. (2013). *Skötsel av dagvattendammar - en handbok*. WRS AB. (Oxunda vattensamverkan; 2013-0555-A). Tillgänglig: [http://www.oxunda.se/files/contentFiles/dokument/dagvatten/skotsel\\_av\\_dagvattendammar/Skotsel\\_av\\_dagvattendammar\\_\\_en\\_handbok.pdf](http://www.oxunda.se/files/contentFiles/dokument/dagvatten/skotsel_av_dagvattendammar/Skotsel_av_dagvattendammar__en_handbok.pdf) [Hämtad 2016-04-01].
- Andrady, A. L., Pegram, J. E. & Searle, N. D. (1996). Wavelength sensitivity of enhanced photodegradable polyethylenes, ECO, and LDPE/MX. *Journal of Applied Polymer Science*, 62(9), pp 1457-1463.
- Arthur, C., Baker, J., Bamford, H. & (eds) (2009). *Proceedings of the International Research Workshop on the Occurrence, Effects, and Fate of Microplastic Marine Debris. Sept 9-11, 2008*. (NOAA Technical Memorandum NOS-OR&R-30).
- Axmon, A. (2005). *BIOSTATISTIK OCH EPIDEMIOLOGI*. Tillgänglig: [http://www.med.lu.se/plain/labmedlund/amm/personal/anna\\_axmon](http://www.med.lu.se/plain/labmedlund/amm/personal/anna_axmon). [Hämtad 2016-07-07].
- Barnes, D. K. A., Galgani, F., Thompson, R. C. & Barlaz, M. (2009). Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 364(1526), pp 1985-1998. DOI: 10.1098/rstb.2008.0205.
- Beelen, E. S. E. van (2007). *Municipal Waste Water Treatment Plant (WWTP) effluents: a concise overview of the occurrence of organic substances*. Nieuwegein: Association of River Waterworks - RIWA. ISBN: 978-90-6683-124-7.
- Blecken, G. (2016). *Kunskapssammanställning dagvattenrening*. Svenskt Vatten AB. (VA-Forsk; 2016-5). Tillgänglig: [http://www.svensktvatten.se/contentassets/979b8e35d47147ff87ef80a1a3c0b999/svu-rapport\\_2016-05.pdf](http://www.svensktvatten.se/contentassets/979b8e35d47147ff87ef80a1a3c0b999/svu-rapport_2016-05.pdf) [Hämtad 2016-06-23].
- Bonhomme, S., Cuer, A., Delort, A.-M., Lemaire, J., Sancelme, M. & Scott, G. (2003). Environmental biodegradation of polyethylene. *Polymer Degradation and Stability*, 81(3), pp 441-452. DOI: 10.1016/S0141-3910(03)00129-0
- Breitholtz, M., Näslund, M., Stråe, D., Borg, H., Grabic, R. & Fick, J. (2012). An evaluation of free water surface wetlands as tertiary sewage water

- treatment of micro-pollutants. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 78, pp 63–71. DOI: 10.1016/j.ecoenv.2011.11.014.
- Carr, S. A., Liu, J. & Tesero, A. G. (2015). Transport and fate of microplastic particles in wastewater treatment plants. *Water Research*, 91, pp 174–182. DOI: 10.1016/j.watres.2016.01.002.
- Dagvattenguiden. *Vad är dagvatten? / Dagvattenguiden*. (2015) [online] (Dagvattenguiden). Tillgänglig: <http://dagvattenguiden.se/vad-ar-dagvatten/>. [Hämtad 2016-06-23].
- Depledge, M. H., Galgani, F., Panti, C., Caliani, I., Casini, S. & Fossi, M. C. (2013). Plastic litter in the sea. *Marine Environmental Research*, 92, pp 279–281. DOI: 10.1016/j.marenvres.2013.10.002.
- Derraik, J. G. . (2002). The pollution of the marine environment by plastic debris: a review. *Marine Pollution Bulletin*, 44(9), pp 842–852. DOI: 10.1016/S0025-326X(02)00220-5.
- Dubaish, F. & Liebezeit, G. (2013). Suspended Microplastics and Black Carbon Particles in the Jade System, Southern North Sea. *Water, Air, & Soil Pollution* 224(2). Tillgänglig: <http://link.springer.com/10.1007/s11270-012-1352-9>. [Hämtad 2016-06-26].
- Enders, K., Lenz, R., Stedmon, C. A. & Nielsen, T. G. (2015). Abundance, size and polymer composition of marine microplastics  $\geq 10\mu\text{m}$  in the Atlantic Ocean and their modelled vertical distribution. *Marine Pollution Bulletin*, 100(1), pp 70–81. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2015.09.027
- Enköpings kommun (2010). Vattenparken. Enköpings kommun. Tillgänglig: <http://www.enkoping.se/swwwing/app/cm/Browse.jsp?PAGE=1310176> [Hämtad 2016-04-13].
- Enköpings kommun (2016a). Miljörapport för Örsundsbro avloppsreningsverk 2015. [Opublicerat manuskript].
- Enköpings kommun (2016b). Ö fr RV och Ö UT 2015 - Sammanställning av provtagning i Örsundsbro avloppsreningsverk och våtmark. [Opublicerat manuskript].
- Escobar Barrios, V. A., Rangel Mndez, J. R., Prez Aguilar, N. V., Andrade, G. & Dvila Rodriguez, J. L. (2012). FTIR - An Essential Characterization Technique for Polymeric Materials. In: Theophile, T. (Ed) *Infrared Spectroscopy - Materials Science, Engineering and Technology*. InTech. ISBN: 978-953-51-0537-4.
- European Commission, Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability & MSFD Technical Subgroup on Marine Litter (2013). *Guidance on monitoring of marine litter in European seas*. Luxembourg: Publications Office. Tillgänglig: <http://dx.publications.europa.eu/10.2788/99475>. [Hämtad 2016-09-28].
- Fischer, V., Elsner, N. O., Brenke, N., Schwabe, E. & Brandt, A. (2015). Plastic pollution of the Kuril–Kamchatka Trench area (NW pacific). *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, 111, pp 399–405. DOI: 10.1016/j.dsr2.2014.08.012.

- Flyckt, L. (2010). *Reningsresultat, drifterfarenheter och kostnadseffektivitet i svenska våtmarker för spillvattenrening*. [Examensarbete]. Linköpings universitet - Institutionen för fysik, kemi och biologi. Tillgänglig: <http://www.wrs.se/om-oss/forskning-utveckling/> [Hämtad 2016-03-01].
- Grant, D. M., Dawson, B. D. & ISCO (2001). *Isco open channel flow measurement handbook*. Lincoln, Neb.: ISCO. ISBN: 978-0-9622757-2-2.
- Gregory, M. R. & Ryan, P. G. (1997). Pelagic Plastics and Other Seaborne Persistent Synthetic Debris: A Review of Southern Hemisphere Perspectives. In: Coe, J. M. & Rogers, D. B. (Eds) *Marine Debris*. pp 49–66. New York, NY: Springer New York. ISBN: 978-1-4613-8488-5.
- Guha, A. (2008). Transport and Deposition of Particles in Turbulent and Laminar Flow. *Annual Review of Fluid Mechanics*, 40(1), pp 311–341. DOI: 10.1146/annurev.fluid.40.111406.102220.
- Hidalgo-Ruz, V., Gutow, L., Thompson, R. C. & Thiel, M. (2012). Microplastics in the Marine Environment: A Review of the Methods Used for Identification and Quantification. *Environmental Science & Technology*, 2012(46), pp 3060–3075. DOI: 10.1021/es2031505.
- von Hofsten, M., Bro, U. & Ryd, C. (2009). *Bräddning av avloppsvatten i Sverige och Gävleborgs län*. Länsstyrelsen Gävleborg. (2009:1). Tillgänglig: [http://www.lansstyrelsen.se/Gavleborg/Sv/publikationer/2009/Pages/2009\\_1.aspx](http://www.lansstyrelsen.se/Gavleborg/Sv/publikationer/2009/Pages/2009_1.aspx) [Hämtad 2016-08-14].
- Jannö, A. (2016). *Förekomst av mikroplast i dagvatten från väg och trafik i Göteborg - Provtagning och analys*. [Examensarbete]. Institutionen för biologi och miljövetenskap, Göteborgs universitet. Tillgänglig: [http://bioenv.gu.se/digitalAssets/1583/1583552\\_alicia-jann--.pdf](http://bioenv.gu.se/digitalAssets/1583/1583552_alicia-jann--.pdf) [Hämtad 2016-08-26].
- Karlsson, J. & Öckerman, H. (2016). *Föroreningar från gata till å - Utvärdering av beräkningsmetod för föroreningsbelastning från dagvatten genom en fallstudie i Uppsala*. [Examensarbete]. Institutionen för vatten och miljö, Sveriges lantbruksuniversitet. (UPTEC W 15057). Tillgänglig: <http://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:903952/FULLTEXT01.pdf> [Hämtad 2016-03-21].
- Karlsson, T., Grahn, H., van Bavel, B. & Geladi, P. (2016). Hyperspectral imaging and data analysis for detecting and determining plastic contamination in seawater filtrates. *Journal of Near Infrared Spectroscopy*, 24(2), p 141. DOI: 10.1255/jnirs.1212.
- Koehler, A., Anderson, A., Andrady, A., Arthur, C., Baker, J., Bouwman, H., Gall, S., Hidalgo-Ruz, V., Köhler, A., Law, K. L., Leslie, H., Kershaw, P., Pahl, S., Potemra, J., Ryan, P., Shim, W. J., Thompson, R., Takada, H., Turra, A., Vethaak, D. & Wyles, K. (2015). *Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment: a global assessment*. DOI: 10.13140/RG.2.1.3803.7925.
- Kukulka, T., Proskurowski, G., Morét-Ferguson, S., Meyer, D. W. & Law, K. L. (2012). The effect of wind mixing on the vertical distribution of buoyant

- plastic debris: WIND EFFECTS ON PLASTIC MARINE DEBRIS. *Geophysical Research Letters*, 39(7). DOI: 10.1029/2012GL051116.
- Landbecker, D. (2012). *Antropogena partiklar i Mälaren - Fokus på mikroskopisk plast och fibrer*. Uppsala: Uppsala universitet. Tillgänglig: <http://docplayer.se/13271520-Antropogena-partiklar-i-malaren-fokus-pa-mikroskopisk-plast-och-fibrer.html> [Hämtad 2016-03-01].
- Lantmäteriet (2016). GSD-Sverigekartan 1:1 miljon, raster. [Kartografiskt material]. Materialet används under öppna datalicensen Creative Commons Erkännande (CC BY), version 4.0. Tillgänglig: <https://www.lantmateriet.se/sv/Kartor-och-geografisk-information/Kartor/Sverigekartor/GSD-Sverigekartan-raster/>. [Hämtad 2016-10-16].
- Lassen, C., Foss Hansen, S., Magnusson, K., Norén, F., Bloch Hartmann, N. I., Rehne Jensen, P., Gissel Nielsen, T. & Brinch, A. (2015). *Microplastics: occurrence, effects and sources of releases to the environment in Denmark*. Danish Environmental Protection Agency. ISBN: 978-87-93352-80-3.
- Leslie, H. A., van Velzen, M. J. M. & Vethaak, A. D. (2013). *Microplastic survey of the Dutch environment - Novel data set of microplastics in North Sea sediments, treated wastewater effluents and marine biota*. Institute for Environmental Studies VU University. (L476 (RvA)). Tillgänglig: <http://www.ivm.vu.nl/en/projects/Projects/chemistry-and-biology/Microplastics-Studies/index.aspx> [Hämtad 2016-04-07].
- Lindgren, Å. (1998). *Road Construction Materias as a Source of Pollutants*. Luleå: Luleå University of Technology, Dept of Environmental Engineering. (1998:05). Tillgänglig: <https://trid.trb.org/view.aspx?id=694966> [Hämtad 2016-05-15].
- Lonnstedt, O. M. & Eklov, P. (2016). Environmentally relevant concentrations of microplastic particles influence larval fish ecology. *Science*, 352(6290), pp 1213–1216. DOI: 10.1126/science.aad8828.
- Magnusson, K. (2014). *Mikroskräp i avloppsvatten från tre norska avloppsreningsverk*. IVL Svenska Miljöinstitutet. (C 71). Tillgänglig: <http://www.ivl.se/sidor/publikationer/publikation.html?id=1083> [Hämtad 2016-04-08].
- Magnusson, K., Eliasson, K., Fråne, A., Haikonen, K., Hultén, J., Olshammar, M., Stadmark, J. & Voisin, A. (2016). *Swedish sources and pathways for microplastics to the marine environment - A review of existing data*. IVL Svenska Miljöinstitutet. (C 183). Tillgänglig: <http://www.ivl.se/sidor/publikationer.html> [Hämtad 2016-03-07].
- Magnusson, K. & Norén, F. (2011). *Mikroskopiskt skräp i havet - metodutveckling för miljöövervakning*. Tillgänglig: <http://www.n-research.se/pdf/Magnusson%20och%20Nor%20C3%A9n%202011%20Rapport%20om%20mikroskr%C3%A4p%20i%20Svenska%20vatten.pdf> [Hämtad 2016-03-01].
- Magnusson, K. & Norén, F. (2014). *Screening of microplastics in and down-stream a wastewater treatment plant*. IVL Svenska Miljöinstitutet. (C 55).



- Tillgänglig: <http://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:773505/FULLTEXT01.pdf> [Hämtad 2016-03-01].
- Magnusson, K. & Wahlberg, C. (2014). *Mikroskopiska skräppartiklar i vatten från avloppsreningsverk*. IVL Svenska Miljöinstitutet. (B 2208). Tillgänglig: <http://www.ivl.se/sidor/publikationer.html> [Hämtad 2016-04-08].
- Mani, T., Hauk, A., Walter, U. & Burkhardt-Holm, P. (2015). Microplastics profile along the Rhine River. 2015(5:17988) (Scientific Reports). DOI: 10.1038/srep17988.
- Marmbrant, A. (2000). *Örsundsbro våtmark- studie av en anlagd våtmark med ytvattenflöde för efterpolering av fosfor och BOD*. [Opublicerat manuskript] Mälardalens högskola.
- Menges, F. (2016). *Spekwin32 - optical spectroscopy software*. Version: 1.72.2, 2016. Spectroscopy Ninja. Tillgänglig: <http://www.ffmpeg2.de/spekwin/> [Hämtad 2016-06-21].
- Naturvårdsverket (2006). *Naturvårdsverkets allmänna råd. Naturvårdsverkets författningssamling* p 13. Tillgänglig: <http://www.naturvardsverket.se/Stod-i-miljoarbetet/Rattsinformation/Foreskrifter-allmannarad/NFS/2006/NFS-20067---Avloppsanordningar-for-hushallspillvatten/>. [Hämtad 2016-08-18].
- Naturvårdsverket (2012). *De svenska miljömålen: en introduktion*. Stockholm: Naturvårdsverket. ISBN: 978-91-620-8619-0.
- Norén, F. (2007). *Mikroskopiska plastpartiklar i västerhavet, en pilotstudie över förekomst*. KIMO Sverige. Tillgänglig: <http://www.n-research.se/public/rapporter/Mikroskopiska%20plastpartiklar%20i%20v%E4sterhavet%20%5BKIMO%20rapport%20augusti%202007%5D%20.pdf> [Hämtad 2016-03-29].
- Norén, F., Ekendahl, S. & Johansson, U. (2009). *Mikroskopiska antropogena partiklar i Svenska hav*. N-Research. Tillgänglig: <http://naturvardsverket.diva-portal.org/smash/record.jsf?pid=diva2%3A717410&dswid=8697> [Hämtad 2016-04-07].
- Norén, F. & Naustvoll, L.-J. (2011). *Survey of microscopic particles in Skagerak. Pilot study October-November 2010*. N-research & Institute of Marine Research. (TA 2779). Tillgänglig: <http://www.miljodirektoratet.no/no/Publikasjoner/Publikasjoner/2011/Mars/publikasjoner2779ta2779pdf/> [Hämtad 2016-03-29].
- Norén, F., Norén, K. & Magnusson, K. (2014). *Marint mikroskopiskt skräp - Undersökning längs svenska västkusten 2013 & 2014*. Länsstyrelsen i Västra Götalands län, vattenvårdsenheten. (2014:52). Tillgänglig: <http://www.lansstyrelsen.se/vastragotaland/Sv/publikationer/Pages/default.aspx?ptype=Rapporter> [Hämtad 2016-06-25].

- Norén, K., Haikonen, K. & Norén, F. (2015). *Marint mikroskopiskt skräp längs Skånes kust*. IVL Svenska Miljöinstitutet. (C 139). Tillgänglig: <http://www.ivl.se/sidor/publikationer/publikation.html?id=5166> [Hämtad 2016-03-15].
- Nynäshamns kommun (2016). Miljörapport för avloppsreningsverk 2015. [Opublicerat manuskript].
- Näslund, M. (2010). *Behandlingsvåtmarkers reningseffekt på aktiva läkemedelssubstanser under vinterförhållanden - En studie av fyra svenska våtmarker för avloppsrening*. [Examensarbete]. Institutionen för tillämpad miljövetenskap, Stockholms Universitet. (UPTEC W10 026). Tillgänglig: [http://www.wrs.se/wp-content/uploads/2014/03/Naslund-M\\_exjobb\\_lakemedel\\_2010.pdf](http://www.wrs.se/wp-content/uploads/2014/03/Naslund-M_exjobb_lakemedel_2010.pdf) [Hämtad 2016-09-28].
- Persson, J. (2000). The hydraulic performance of ponds of various layouts. *Urban Water*, 2(3), pp 243–250. DOI: 10.1016/S1462-0758(00)00059-5.
- af Petersens, E., Ridderstolpe, P. & Byström, Y. (2015). *Våtmark Alhagen - Bedömning av hydraulisk kapacitet och reningsfunktion vid ökad belastning*. [Opublicerat manuskript] WRS Uppsala AB. (2015–0809–A).
- Pettersson, T. J. R. (1999). *Stormwater ponds for pollution reduction*. Göteborg: Chalmers Univ. of Technology. (Doktorsavhandlingar vid Chalmers Tekniska Högskola; N.S., 1542). ISBN 978-91-7197-846-2.
- R. Kampf & R.M.van den Boomen (2013). Waterharmonica's in the Netherlands (1996 - 2012), natural constructed wetlands between well treated waste water and usable surface water. DOI: 10.13140/2.1.3930.1128
- Reusch, W. *Infrared Spectroscopy*. [online] (2013) (Michigan State University - Department of Chemistry). Tillgänglig: <http://www2.chemistry.msu.edu/faculty/reusch/VirtTxtJml/Spectrpy/InfraRed/infrared.htm>. [Hämtad 2016-09-09].
- Rocha-Santos, T. & Duarte, A. C. (2015). A critical overview of the analytical approaches to the occurrence, the fate and the behavior of microplastics in the environment. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 65, pp 47–53. DOI: 10.1016/j.trac.2014.10.011.
- Schreijer, M., Kampf, R., Verhoeven, J. T. A. & Toet, S. (2000). *Nabehandeling van effluent tot bruikbaar oppervlaktewater in een moerassysteem met helofyten en waterplanten, Resultaten van een 4-jarig demonstratieproject op rwzi Eversteekooog, Texel*. Edam en Utrecht: Hoogheemraadschap Uitwaterende Sluizen en Universiteit Utrecht.
- SMHI. *Vattenwebb - Anlagda Våtmarker 2012*. [online] (2012). Tillgänglig: <http://vattenwebb.smhi.se/wetlands/>. [Hämtad 2016-06-25].
- SMHI. *SMHI Öppna data*. [online] (2016) (Meteorologiska observationer). Tillgänglig: <http://opendata-download-metobs.smhi.se/explore/>. [Hämtad 2016-06-16].
- Statistiska centralbyrån (2010). Tätorter 2010 - Statistiska meddelanden MI 38 SM 1101. Stefan Lundgren, SCB. Tillgänglig:

- [www.scb.se/statistik/mi/mi0810/2010a01/mi0810\\_2010a01\\_sm\\_mi38sm1101.pdf](http://www.scb.se/statistik/mi/mi0810/2010a01/mi0810_2010a01_sm_mi38sm1101.pdf). [Hämtad 2016-08-18].
- SU Östersjöcentrum (2015). Mikroplaster i hygienartiklar - ett första steg för att minska utsläppen till Östersjön. Stockholms universitets Östersjöcentrum. Tillgänglig: [http://www.su.se/polopoly\\_fs/1.232433.1429020022!/menu/standard/file/PBmicroplastSVEwebb.pdf](http://www.su.se/polopoly_fs/1.232433.1429020022!/menu/standard/file/PBmicroplastSVEwebb.pdf). [Hämtad 2015-03-01].
- Sundt, P., Schulze, P.-E. & Syversen, F. (2014). *Sources of microplastics-pollution to the marine environment*. Mepex for the Norwegian Environment Agency (Miljødirektoratet). (M-321). Tillgänglig: <http://www.miljodirektoratet.no/Documents/publikasjoner/M321/M321.pdf> [Hämtad 2016-09-07].
- Svenskt Vatten. *Avloppsfakta*. [online] (2016a) (Svenskt Vatten). Tillgänglig: <http://www.svensktvatten.se/fakta-om-vatten/avloppsfakta/>. [Hämtad 2016-05-15].
- Svenskt Vatten. *Hur renas avloppsvattnet*. [online] (2016b) (Svenskt Vatten). Tillgänglig: <http://www.svensktvatten.se/fakta-om-vatten/avloppsfakta/hur-renas-avloppsvattnet/>. [Hämtad 2016-05-15].
- Talvitie, J. & Heinonen, M. (2014). *BASE project 2012-2014: Preliminary study on synthetic microfibers and particles at a municipal waste water treatment plant*. Tillgänglig: <http://helcom.fi/Lists/Publications/Microplastics%20at%20a%20municipal%20waste%20water%20treatment%20plant.pdf> [Hämtad 2016-04-03].
- Tan, H. Y., Widjaja, E., Boey, F. & Loo, S. C. J. (2009). Spectroscopy techniques for analyzing the hydrolysis of PLGA and PLLA. *Journal of Biomedical Materials Research Part B: Applied Biomaterials*, 91B(1), pp 433–440. DOI: 10.1002/jbm.b.31419.
- Thompson, R. C., Olsen, Y., Mitchell, R. P., Rowland, S. J., John, A. W. G., McGonigle, D. & Russel, A. E. (2004). Lost at Sea: Where Is All the Plastic? *Science*, 304(5672), pp 838–838. DOI: 10.1126/science.1094559.
- Trafikverket (2011). *TRV rådsdokument- Vägdagvatten – Råd och rekommendationer för val av miljöåtgärd*. Borlänge: Trafikverket. (2011:112). Tillgänglig: <https://trafikverket.ineko.se/se/tv17023> [Hämtad 2016-05-15].
- Trochim, W. M. K. *The T-Test*. [online] (2006) (Research Methods Knowledge Base). Tillgänglig: [http://www.socialresearchmethods.net/kb/stat\\_t.php](http://www.socialresearchmethods.net/kb/stat_t.php)[http://www.socialresearchmethods.net/kb/stat\\_t.php](http://www.socialresearchmethods.net/kb/stat_t.php). [Hämtad 2016-08-16].
- Van Cauwenberghe, L. & Janssen, C. R. (2014). Microplastics in bivalves cultured for human consumption. *Environmental Pollution*, 193, pp 65–70. DOI: 10.1016/j.envpol.2014.06.010.

- Winston, J. E. (1982). Drift plastic—An expanding niche for a marine invertebrate? *Marine Pollution Bulletin*, 13(10), pp 348–351. DOI: 10.1016/0025-326X(82)90038-8.
- de Winter, J. C. F. (2013). Using the Student's t-test with extremely small sample sizes. *Practical Assessment, Research & Evaluation*, 18(10). Tillgänglig: <http://pareonline.net/getvn.asp?v=18&n=10> [Hämtad 2016-07-27].
- WRS AB. *WRS - Alhagens våtmark*. [online] (2014) (wrs.se). Tillgänglig: <http://www.wrs.se/projekt/alhagens-vatmark/>. [Hämtad 2016-04-13].

## 7.2 MUNTliga KÄLLOR

- Berglund, Peter (2016). Drifttekniker, Enköpings kommun. *Frågor kring driften av Korsängens vattenpark och Örsundsbro våtmark*. [Personlig kontakt och telefonsamtal] (26 april 2016 och 15 augusti 2016).
- Franquiz Medina, Amparo (2016). Laboratorieingenjör, Nynäshamns kommun. *Frågor om flöden och drift för våtmark Alhagen*. [E-post] (16 juni 2016).
- Gusén, Anna (2016) Laboratorieingenjör Enköpings kommun. *Sammanställande av analysresultat för Korsängens vattenpark och Örsundsbro våtmark*. [E-post och telefonsamtal]. (21 april-17 juni 2016).
- Nilsson, Michael (2016). Driftchef VA, Nynäshamns kommun. *Frågor kring driften av våtmark Alhagen*. [E-post] (16 juni 2016).
- Karlsson, Therese (2016). Doktorand på Institutionen för marina vetenskaper, Göteborgs universitet. *Frågor om FTIR-analys och resultatolkning* [Videosamtal och e-post] (14 juni-23 augusti 2016).

## 8 BILAGOR

### A PROVTAGNINGSMETODIK FÖR ALL PROVTAGNING

Tabell A1. Provtagningsmetod, datum och filterstorlek för mikroplast, "röda partiklar" och svarta partiklar i våtmark Alhagens olika provpunkter. MP=mikroplast, RP="röda partiklar" och SP=svarta partiklar

Datum	Provpunkt	Partikeltyp	Metod	Filter
25-maj-16	Inlopp spillvatten	MP >300 µm	Pump	20 µm
25-maj-16	Inlopp spillvatten	MP 20-300 µm	Pump	20 µm
25-maj-16	Inlopp spillvatten	RP >20 µm	Vattensug - ca 500 ml vattenprov	20 µm
25-maj-16	Inlopp spillvatten	SP >20 µm	Vattensug - ca 100 ml vattenprov	20 µm
25-maj-16	Inlopp dagvatten	MP >300 µm	Pump	300 µm
25-maj-16	Inlopp dagvatten	MP 20-300 µm	Pump	20 µm
25-maj-16	Inlopp dagvatten	RP >20 µm	Pump	20 µm
25-maj-16	Inlopp dagvatten	SP >20 µm	Vattensug - ca 100 ml vattenprov	20 µm
25-maj-16	Inför översiln.yta	MP >300 µm	Pump	300 µm
25-maj-16	Inför översiln.yta	MP 20-300 µm	Pump	20 µm
25-maj-16	Inför översiln.yta	RP >20 µm	Pump	20 µm
25-maj-16	Inför översiln.yta	SP >20 µm	Vattensug - ca 100 ml vattenprov	20 µm
24-maj-16	Efter översiln.yta	MP >300 µm	Pump	300 µm
24-maj-16	Efter översiln.yta	MP 20-300 µm	Pump	20 µm
24-maj-16	Efter översiln.yta	RP >20 µm	Pump	20 µm
24-maj-16	Efter översiln.yta	SP >20 µm	Vattensug - ca 100 ml vattenprov	20 µm
24-maj-16	Utlopp	MP >300 µm	Pump	300 µm
24-maj-16	Utlopp	MP 20-300 µm	Pump	20 µm
24-maj-16	Utlopp	RP >20 µm	Pump	20 µm
24-maj-16	Utlopp	SP >20 µm	Vattensug - ca 500 ml vattenprov	20 µm

Tabell A2. Provtagningsmetod, datum och filterstorlek för mikroplast, "röda partiklar" och svarta partiklar i Örsundsbro våtmarks olika provpunkter. MP=mikroplast, RP="röda partiklar" och SP=svarta partiklar

Datum	Provpunkt	Partikeltyp	Metod	Filter
03-maj-16	Inlopp	MP >300 µm	Pump	300 µm
03-maj-16	Inlopp	MP 20-300 µm	Pump	20 µm
03-maj-16	Inlopp	Vita part. 20-300 µm	Vattensug - ca 100 ml vattenprov	20 µm
03-maj-16	Inlopp	RP >20 µm	Pump	20 µm
03-maj-16	Inlopp	SP >20 µm	Vattensug - ca 100 ml vattenprov	20 µm
03-maj-16	Efter damm 1	SP >20 µm	Vattensug - ca 100 ml vattenprov	20 µm
03-maj-16	Utlopp	MP >300 µm	Pump	300 µm
03-maj-16	Utlopp	MP 20-300 µm	Pump	20 µm
03-maj-16	Utlopp	RP >20 µm	Pump	20 µm
03-maj-16	Utlopp	SP >20 µm	Vattensug - ca 500 ml vattenprov	20 µm

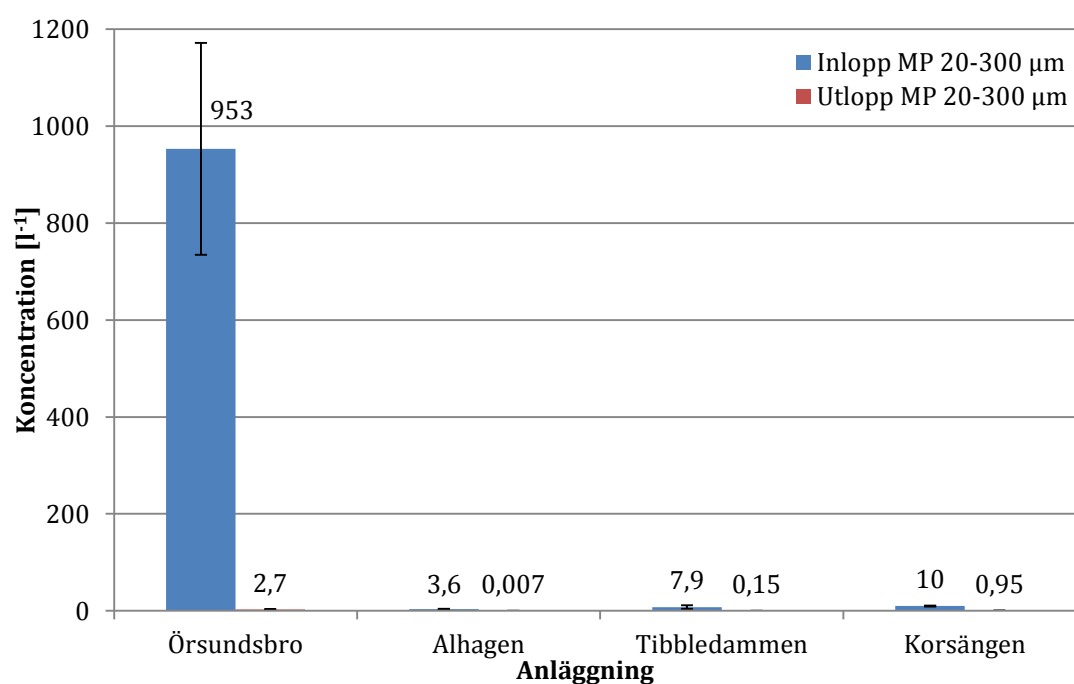
Tabell A3. Provtagningsmetod, datum och filterstorlek för mikroplast, "röda partiklar" och svarta partiklar i Tibbledammens olika provpunkter. MP=mikroplast, RP="röda partiklar" och SP=svarta partiklar

Datum	Provpunkt	Partikeltyp	Metod	Filter
02-maj-16	Inlopp	MP >300 µm	Pump	300 µm
02-maj-16	Inlopp	MP 20-300 µm	Pump	20 µm
02-maj-16	Inlopp	RP >20 µm	Pump	20 µm
02-maj-16	Inlopp	SP >20 µm	Vattensug - ca 100 ml vattenprov	20 µm
02-maj-16	Utlopp	MP >300 µm	Pump	300 µm
02-maj-16	Utlopp	MP 20-300 µm	Pump	20 µm
02-maj-16	Utlopp	RP >20 µm	Pump	20 µm
02-maj-16	Utlopp	SP >20 µm	Vattensug - ca 500 ml vattenprov	20 µm

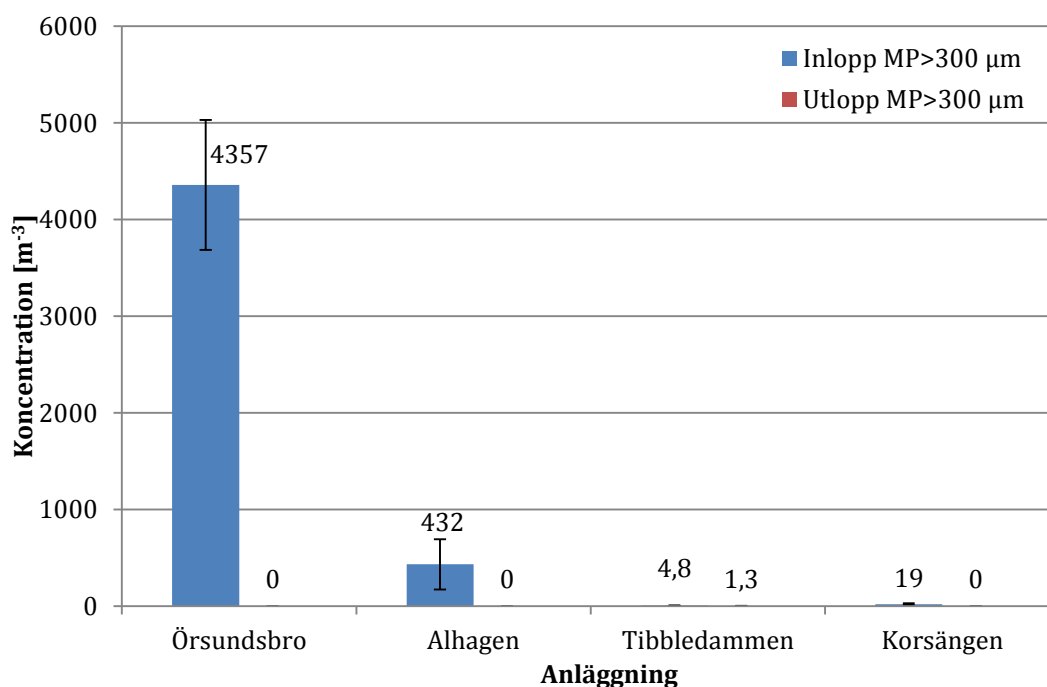
Tabell A4. Provtagningsmetod, datum och filterstorlek för mikroplast, "röda partiklar" och svarta partiklar i Korsängens vattenparks olika provpunkter. MP=mikroplast, RP="röda partiklar" och SP=svarta partiklar

Datum	Provpunkt	Partikeltyp	Metod	Filter
26-apr-16	Inlopp	MP >300 µm	Pump	300 µm
26-apr-16	Inlopp	MP 20-300 µm	Pump	20 µm
26-apr-16	Inlopp	RP >20 µm	Pump	20 µm
26-apr-16	Inlopp	SP >20 µm	Vattensug - 10 ml-pipett från 500 ml vattenprov	20 µm
26-apr-16	Utlopp	MP >300 µm	Pump	300 µm
26-apr-16	Utlopp	MP 20-300 µm	Pump	20 µm
26-apr-16	Utlopp	RP >20 µm	Pump	20 µm
26-apr-16	Utlopp	SP >20 µm	Vattensug - ca 100 ml vattenprov	20 µm

## B FULLSTÄNDIGA DIAGRAM FÖR AVSKILJNING AV MIKROPLAST

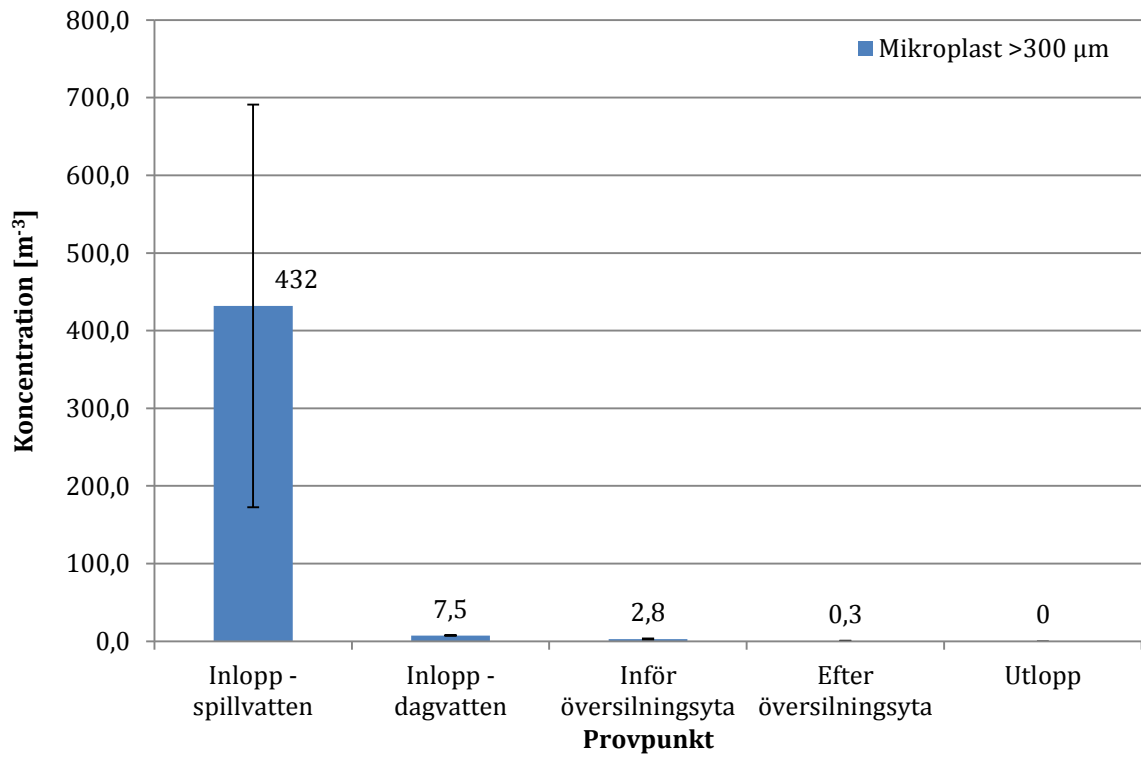


Figur B1. Mikroplastkoncentrationer i anläggningarnas inlopp och utlopp för intervallet 20-300 µm. Medelvärden är utskrivna ovanför staplarna och standardavvikelse visas som felstaplar. Diagrammet visar inte våtmark Alhagens dagvatten då detta inflöde var lågt jämfört med spillvattenflödet.



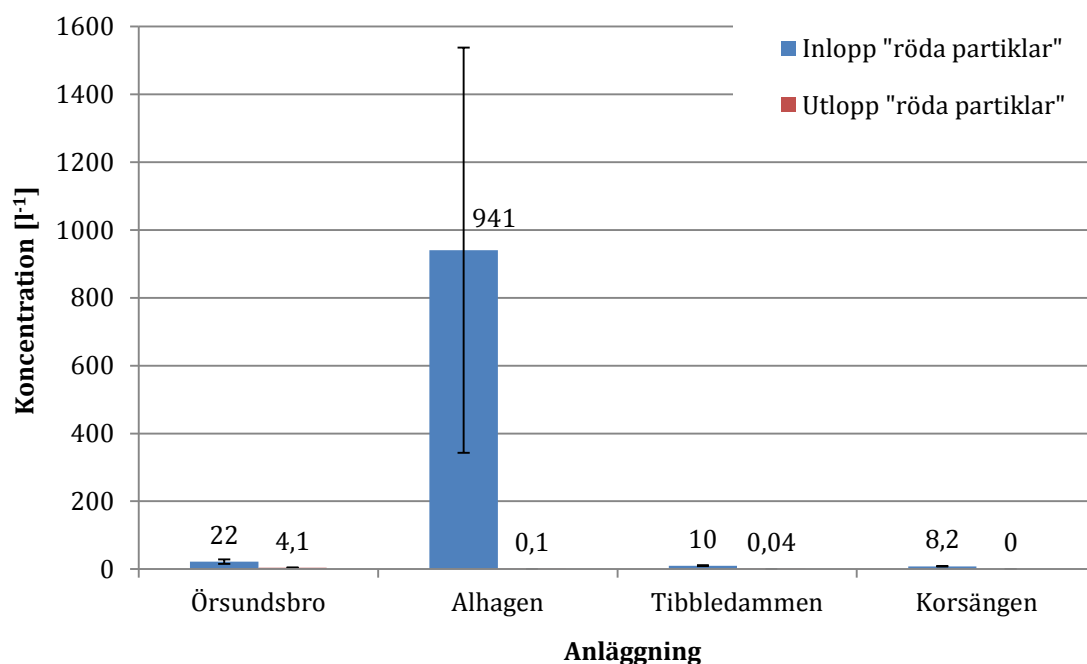
Figur B2. Medelkoncentrationer i anläggningarnas inlopp och utlopp för mikroplast >300 µm. Standardavvikelse visas som felstaplar. Diagrammet visar inte värden för våtmark Alhagens dagvatten till följd av det låga flödet jämfört med spillvattenflödet.



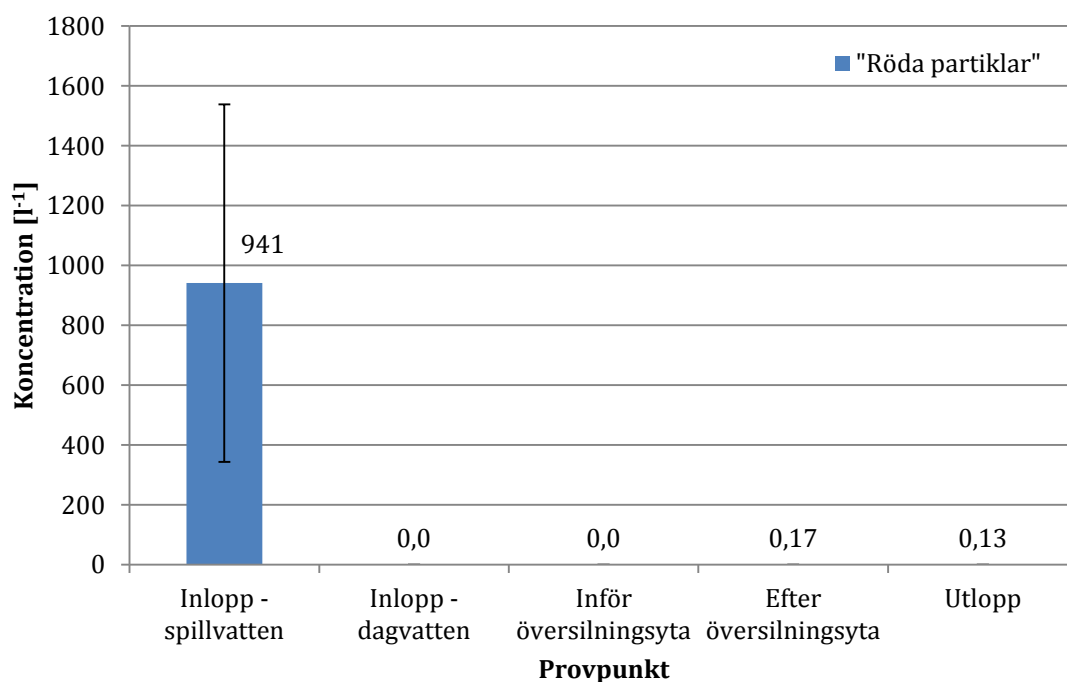


Figur B3. Medelkoncentrationer av mikroplast  $>300 \mu\text{m}$  i våtmark Alhagens olika provpunkter. Felstaplarna visar standardavvikelse.

### C FULLSTÄNDIGA DIAGRAM FÖR AVSKILJNING AV "RÖDA PARTIKLAR"



Figur C1. Medelkoncentrationer för "röda partiklar" i anläggningarnas inlopp och utlopp. Standardavvikelser redovisas som felstaplar.



Figur C2. Medelkoncentrationer av "röda partiklar" i de olika provpunkterna i våtmark Alhagen. Felstaplar visar standardavvikelse.

## D ALLA PROVERS KONCENTRATIONER AV MIKROPLAST

Tabell D1. Våtmark Alhagens mikroplastkoncentration i varje prov som togs för mikroplast 20-300  $\mu\text{m}$ . Ain=Spillvatteninlopp, ADV=Dagvatteninlopp, ASKPin=Inför översilningsyta, ASKPut=Efter översilningsyta, Aut=Utlopp, Medel=Medelvärde, STDAV=Standardavvikelse

Provpunkt	Prov	Fibrer [l <sup>-1</sup> ]	Partiklar [l <sup>-1</sup> ]	Flagor [l <sup>-1</sup> ]	$\Sigma$ mikroplast [l <sup>-1</sup> ]
(1) Inlopp	Ain1	1,8	2,7	0	4,5
	Ain2	1,6	1,3	0	2,9
	Ain3	1,6	1,9	0	3,5
	Medel	1,7	2,0	0	3,6
	STDAV	0,1	0,7	0	0,8
(2) Dagvatteninlopp	ADV1	0,3	3,5	2,4	6,2
	ADV2	0,07	2,1	3,2	5,3
	ADV3	0,05	2,1	2,5	4,6
	Medel	0,1	2,6	2,7	5,4
	STDAV	0,1	0,8	0,4	0,8
(3) Skålpussen in (inför översiln.yta)	ASKPin1	0,4	0,3	0	0,68
	ASKPin2	0,1	0,4	0	0,5
	ASKPin3	0,1	0,3	0	0,5
	Medel	0,2	0,3	0	0,6
	STDAV	0,2	0,06	0	0,1
(4) Skålpussen ut (Efter översiln.yta)	ASKPut2	0	0,4	0	0,4
	ASKPut3	0,05	0,4	0	0,5
	ASKPut4	0	0,3	0	0,3
	Medel	0,02	0,4	0	0,4
	STDAV	0,03	0,06	0	0,08
(5) Utlopp	Aut1	0	0	0	0
	Aut2	0	0	0	0
	Aut3	0	0,02	0	0,02
	Medel	0	0,007	0	0,007
	STDAV	0	0,01	0	0,01

Tabell D2. Våtmark Alhagens mikroplastkoncentration i varje prov som togs för mikroplast >300 µm. Ain=Spillvatteninlopp, ADV=Dagvatteninlopp, ASKPin=Inför översilningsyta, ASKPut=Efter översilningsyta, Aut=Utlopp, Medel=Medelvärde, STDAV=Standardavvikelse

Provpunkt	Prov	Fibrer	Partiklar	Flagor	Σ Mikroplast
		[m <sup>-3</sup> ]	[m <sup>-3</sup> ]	[m <sup>-3</sup> ]	[m <sup>-3</sup> ]
(1) Inlopp	Ain1	533,3	66,7	0	600,0
	Ain2	133,3	0	0	133,3
	Ain3	500,0	62,5	0	562,5
	Medel	388,9	43,1	0	431,9
	STDAV	221,9	37,3	0	259,3
(2) Dagvatteninlopp	ADV1	7,1	0	0	7,1
	ADV2	7,8	0	0	7,8
	ADV3	7,5	0	0	7,5
	Medel	7,5	0	0	7,5
	STDAV	0,4	0	0	0,4
(3) Skålpussen in (inför översiln.yta)	ASKPin1	3,3	0	0	3,3
	ASKPin2	3,3	0	0	3,3
	ASKPin3	1,7	0	0	1,7
	Medel	2,8	0	0	2,8
	STDAV	1,0	0	0	1,0
(4) Skålpussen ut (Efter översiln.yta)	ASKPut1	0,8	0	0	0,8
	ASKPut2	0	0	0	0
	ASKPut3	0	0	0	0
	Medel	0,3	0	0	0,3
	STDAV	0,4	0	0	0,4
(5) Utlopp	Aut1	0	0	0	0
	Aut2	0	0	0	0
	Aut3	0	0	0	0
	Medel	0	0	0	0
	STDAV	0	0	0	0

Tabell D3. Örsundsbro våtmarks mikroplastkoncentration i varje prov som togs för mikroplast 20-300  $\mu\text{m}$ . Öin=Inlopp, Öut=Utlopp, Medel=Medelvärde, STDAV=Standardavvikelse

Provpunkt	Prov	Fibrer [l <sup>-1</sup> ]	Partiklar [l <sup>-1</sup> ]	Flagor [l <sup>-1</sup> ]	$\Sigma$ Mikroplast [l <sup>-1</sup> ]
(1) Inlopp	Öin1	1,4	693,1	19,3	713,7
	Öin2	1,1	1131,7	8,6	1141,5
	Öin 3	2,3	996,3	5,5	1004,1
	Medel	1,6	940,4	11,1	953,1
	STD	0,6	224,6	7,2	218,4
(2) Utlopp	Öut1	0,1	1,9	0,9	2,9
	Öut2	0	1,2	0,8	2,0
	Öut3	0,04	1,3	2,0	3,3
	Medel	0,05	1,5	1,2	2,7
	STD	0,05	0,4	0,6	0,7

Tabell D4. Örsundsbro våtmarks mikroplastkoncentration i varje prov som togs för mikroplast >300  $\mu\text{m}$ . Öin=Inlopp, Öut=Utlopp, Medel=Medelvärde, STDAV=Standardavvikelse

Provpunkt	Prov	Fibrer [m <sup>-3</sup> ]	Partiklar [m <sup>-3</sup> ]	Flagor [m <sup>-3</sup> ]	$\Sigma$ Mikroplast [m <sup>-3</sup> ]
(1) Inlopp	Öin1	298,5	3343,3	0	3641,8
	Öin2	356,5	4608,7	8,7	4973,9
	Öin 3	413,8	3979,3	62,1	4455,2
	Medel	356,3	3977,1	23,6	4357,0
	STD	57,6	632,7	33,6	671,5
(2) Utlopp	Öut1	0	0	0	0
	Öut2	0	0	0	0
	Öut3	0	0	0	0
	Medel	0	0	0	0
	STD	0	0	0	0

Tabell D5. Tibbledammens mikroplastkoncentration i varje prov som togs för mikroplast 20-300  $\mu\text{m}$ . Tin=Inlopp, Tut=Utlopp, Medel=Medelvärde, STDAV=Standardavvikelse

Provpunkt	Prov	Fibrer [l <sup>-1</sup> ]	Partiklar [l <sup>-1</sup> ]	Flagor [l <sup>-1</sup> ]	$\Sigma$ Mikroplast [l <sup>-1</sup> ]
(1) Inlopp	Tin2	0,4	0,4	4,6	5,5
	Tin3	0,1	0,7	9,4	10,2
	Medel	0,3	0,6	7,0	7,9
	STDAV	0,2	0,2	3,4	3,3
(2) Utlopp	Tut1	0,05	0,05	0,07	0,2
	Tut2	0,1	0,05	0,02	0,2
	Tut3	0,06	0,02	0,02	0,10
	Medel	0,08	0,04	0,03	0,1
	STDAV	0,04	0,02	0,03	0,05

Tabell D6. Tibbledammens mikroplastkoncentration i varje prov som togs för mikroplast >300  $\mu\text{m}$ . Tin=Inlopp, Tut=Utlopp, Medel=Medelvärde, STDAV=Standardavvikelse

Provpunkt	Prov	Fibrer [m <sup>-3</sup> ]	Partiklar [m <sup>-3</sup> ]	Flagor [m <sup>-3</sup> ]	$\Sigma$ Mikroplast [m <sup>-3</sup> ]
(1) Inlopp	Tin1	2,9	0	1,9	4,8
	Tin2	4,9	0	1,0	5,8
	Tin 3	2,9	0	1,0	3,9
	Medel	3,6	0	1,3	4,8
	STDAV	1,1	0	0,6	1,0
(2) Utlopp	Tut1	2,0	0	0	2,0
	Tut2	1,0	0	0	1,0
	Tut3	1,0	0	0	1,0
	Medel	1,3	0	0	1,3
	STDAV	0,6	0	0	0,6

Tabell D7. Korsängens vattenparks mikroplastkoncentration i varje prov som togs för mikroplast 20-300 µm. Kin=Inlopp, Kut=Utlopp, Medel=Medelvärde, STDAV=Standardavvikelse

Provpunkt	Prov	Fibrer [l <sup>-1</sup> ]	Partiklar [l <sup>-1</sup> ]	Flagor [l <sup>-1</sup> ]	Σ Mikroplast [l <sup>-1</sup> ]
(1) Inlopp	Kin1	8,7	0,8	0	9,5
	Kin2	9,3	0,3	0	9,5
	Kin 3	10,5	0,4	0	10,9
	Medel	9,5	0,5	0	10,0
	STDAV	0,9	0,3	0	0,8
(2) Utlopp	Kut1	1,0	0,10	0	1,0
	Kut2	0,8	0,05	0	0,9
	Kut3	0,9	0,05	0	0,9
	Medel	0,9	0,07	0	0,9
	STDAV	0,08	0,03	0	0,1

Tabell D8. Korsängens vattenparks mikroplastkoncentration i varje prov som togs för mikroplast >300 µm. Kin=Inlopp, Kut=Utlopp, Medel=Medelvärde, STDAV=Standardavvikelse

Provpunkt	Prov	Fibrer [m <sup>-3</sup> ]	Partiklar [m <sup>-3</sup> ]	Flagor [m <sup>-3</sup> ]	Σ Mikroplast [m <sup>-3</sup> ]
(1) Inlopp	Kin1	26,2	0	0	26,2
	Kin2	23,3	0	0	23,3
	Kin 3	7,6	0	0	7,6
	Medel	19,0	0	0	19,0
	STDAV	10,0	0	0	10,0
(2) Utlopp	Kut1	0	0	0	0
	Kut2	0	0	0	0
	Kut3	0	0	0	0
	Medel	0	0	0	0
	STDAV	0	0	0	0

## E ALLA PROVERS KONCENTRATIONER AV "RÖDA PARTIKLAR"

Tabell E1. Våtmark Alhagens koncentrationer av "röda partiklar" i de olika prover som togs. Ain=Spillvatteninlopp, ADV=Dagvatteninlopp, ASKPin=Inför översilningsyta, ASKPut=Efter översilningsyta, Aut=Utlopp, Medel=Medelvärde, STDAV=Standardavvikelse

Provpunkt	Prov	"Röda partiklar" [l <sup>-1</sup> ]
(1) Inlopp	Ain1	1593,5
	Ain2	807,9
	Ain3	421,0
	Medel	940,8
	STDAV	597,5
(2) Dagvatteninlopp	ADV1	0
	ADV2	0
	ADV3	0
	Medel	0
	STDAV	0
(3) Skålpussen in (inför översiln.yta)	ASKPin1	0
	ASKPin2	0
	ASKPin3	0
	Medel	0
	STDAV	0
(4) Skålpussen ut (Efter översiln.yta)	ASKPut1	0,2
	ASKPut2	0,1
	ASKPut3	0,2
	Medel	0,2
	STDAV	0,03
(5) Utlopp	Aut1	0,2
	Aut2	0,09
	Aut3	0,1
	Medel	0,1
	STDAV	0,03



Tabell E2. Örsundsbro våtmarks koncentrationer av ”röda partiklar” i de olika prover som togs. Öin=Inlopp, Öut=Utlopp, Medel=Medelvärde, STDAV=Standardavvikelse

Provpunkt	Prov	”Röda partiklar” [l <sup>-1</sup> ]
(1) Inlopp	Öin1	29,1
	Öin2	19,9
	Öin3	16,2
	Medel	21,7
	STD	6,7
(2) Utlopp	Öut1	4,3
	Öut2	3,0
	Öut3	5,1
	Medel	4,1
	STD	1,1

Tabell E3. Tibbledammens koncentrationer av ”röda partiklar” i de olika prover som togs. Tin=Inlopp, Tut=Utlopp, Medel=Medelvärde, STDAV=Standardavvikelse

Provpunkt	Prov	”Röda partiklar” [l <sup>-1</sup> ]
(1) Inlopp	Tin2	11,0
	Tin3	9,3
	Medel	10,2
	STDAV	1,2
(2) Utlopp	Tut1	0,03
	Tut2	0,05
	Tut3	0,04
	Medel	0,04
	STDAV	0,009

Tabell E4. Korsängens vattenparks koncentrationer av ”röda partiklar” i de olika prover som togs. Kin=Inlopp, Kut=Utlopp, Medel=Medelvärde, STDAV=Standardavvikelse

Provpunkt	Prov	”Röda partiklar” [l <sup>-1</sup> ]
(1) Inlopp	Kin1	7,9
	Kin2	8,5
	Kin3	8,1
	Medel	8,2
	STDAV	0,3
	(2) Utlopp	Kut1
Kut2		0
Kut3		0
Medel		0
STDAV		0

## F ALLA PROVERS KONCENTRATIONER AV SVARTA PARTIKLAR

Tabell F1. Våtmark Alhagens koncentrationer av svarta partiklar i de olika prover som togs. Ain=Spillvatteninlopp, ADV=Dagvatteninlopp, ASKPin=Inför översilningsyta, ASKPut=Efter översilningsyta, Aut=Utlopp, Medel=Medelvärde, STDAV=Standardavvikelse, SP=Svarta partiklar

Provpunkt	Prov	Svarta partiklar [l <sup>-1</sup> ]
(1) Inlopp	Ain1 SP	903,2
	Ain2 SP	1046,9
	Ain3 SP	647,1
	Medel	865,7
	STDAV	202,5
(2) Dagvatteninlopp	ADV1 SP	232,8
	ADV2 SP	153,2
	ADV3 SP	272,7
	Medel	219,6
	STDAV	60,8
(3) Skålpussen in (inför översiln.yta)	ASKPin1 SP	885,2
	ASKPin2 SP	838,7
	ASKPin3 SP	1295,1
	Medel	1006,3
	STDAV	251,1
(4) Skålpussen ut (Efter översiln.yta)	ASKPut1 SP	1937,5
	ASKPut2 SP	2147,1
	ASKPut3 SP	2904,8
	Medel	2329,8
	STDAV	508,9
(5) Utlopp	Aut1 SP	304,9
	Aut2 SP	404,8
	Aut3 SP	609,8
	Medel	439,9
	STDAV	155,4

Tabell F2. Örsundsbro våtmarks koncentrationer av svarta partiklar i de olika prover som togs. Öin=Inlopp, Ömitt=Efter sedimenteringsdamm, Öut=Utlopp, Medel=Medelvärde, STDAV=Standardavvikelse, SP=Svarta partiklar

Provpunkt	Prov	Svarta partiklar [l <sup>-1</sup> ]
(1) Inlopp	Öin1 SP	7140,6
	Öin2 SP	7146,2
	Öin3 SP	6530,3
	Medel	6939,0
	STDAV	354,0
(2) Efter sed.damm	Ömitt1 SP	1416,7
	Ömitt2 SP	7475,0
	Ömitt3 SP	2738,1
	Medel	3876,6
	STDAV	3185,6
(3) Utlopp	Öut1 SP	634,4
	Öut2 SP	982,3
	Öut3 SP	729,0
	Medel	781,9
	STDAV	179,8

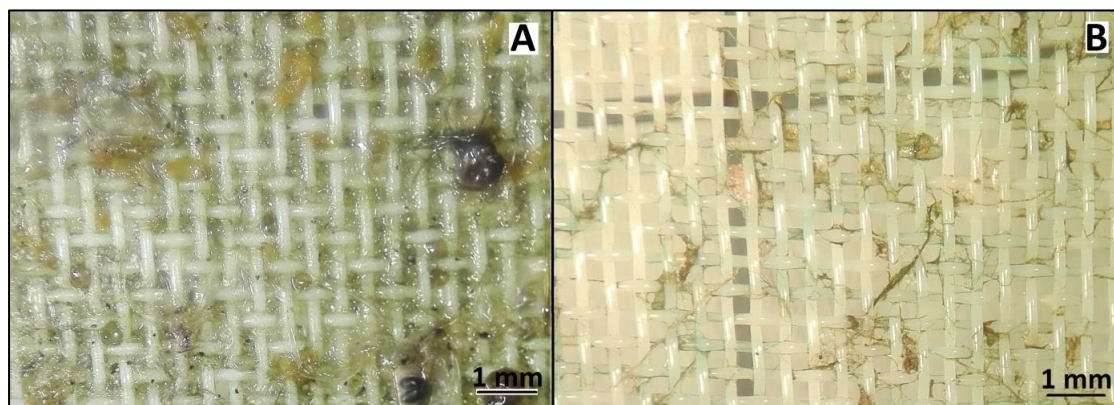
Tabell F3. Tibbledammens koncentrationer av svarta partiklar i de olika prover som togs. Tin=Inlopp, Tut=Utlopp, Medel=Medelvärde, STDAV=Standardavvikelse, SP=Svarta partiklar

Provpunkt	Prov	Svarta partiklar [l <sup>-1</sup> ]
(1) Inlopp	Tin1 SP	862,9
	Tin2 SP	873,0
	Tin3 SP	1193,5
	Medel	976,5
	STDAV	188,0
(3) Utlopp	Tut1 SP	98,4
	Tut2 SP	100
	Tut3 SP	132,3
	Medel	110,2
	STDAV	19,1

Tabell F4. Korsängens vattenparks koncentrationer av svarta partiklar i de olika prover som togs. Kin=Inlopp, Kut=Utlopp, Medel=Medelvärde, STDAV=Standardavvikelse, SP=Svarta partiklar

Provpunkt	Prov	Svarta partiklar [l <sup>-1</sup> ]
(1) Inlopp	Kin1 SP	3300
	Kin2 SP	5200
	Kin3 SP	4300
	Medel	4267
	STDAV	950
(3) Utlopp	Kut1 SP	26,8
	Kut2 SP	55,6
	Kut3 SP	40,3
	Medel	40,9
	STDAV	14,4

## G JÄMFÖRELSE AV FILTER FÖRE OCH EFTER VÅTMARK ALHAGENS ÖVERSILNINGSYTA



Figur G1. Foto på en liten del av två 300  $\mu\text{m}$ -filter från våtmark Alhagen för att visa skillnad i vattnets innehåll av organiskt material inför och efter anläggningens översilningsyta. (A) Inför översilningsytan där cirka 600 liter vatten pumpats genom filtret. (B) Efter översilningsytan där cirka 1300 liter pumpats genom filtret. Foton: Robert Jönsson.