



UPPSALA
UNIVERSITET



UPTEC W 18 014

Examensarbete 30 hp
Juni 2018

Mikroplast i behandlat lakvatten

En fallstudie med åtta avfallsanläggningar

Victoria Eriksson Russo

REFERAT

Mikroplast i behandlat lakvatten - En fallstudie med åtta avfallsanläggningar

Victoria Eriksson Russo

Forskare och myndigheter runt om i världen enas idag om att stora mängder mikroplast ackumuleras i världshaven och att dessa kan tas upp av olika levande organismer. Mikroplaster definieras ofta som plastpartiklar mindre än fem millimeter och kan härstamma från olika mänskliga aktiviteter. Majoriteten av all plast som har producerats finns idag i deponier eller i naturen. Eftersom flera studier funnit att plastadditiver lakas ut ur deponier tros lakvatten från deponier vara en potentiell källa till mikroplastutsläpp.

I denna studie undersöktes förekomsten av mikroplaster ≥ 100 mikrometer i behandlat lakvatten från åtta avfallsanläggningar i Sverige: sju med deponi och en utan deponi. Lakvatten från avfallsanläggningarna filtrerades genom filter med porstorlek 100 mikrometer. Partiklar på filtren inspekterades under ett stereomikroskop och undersöktes sedan med ett smälttest för att kvantifiera antalet mikroplaster. Även referensprover med kranvatten som genomgått samma provtagningsprocedur som lakvattnet analyserades för att se om mikroplaster från andra källor än lakvattnet kan ha påverkat lakvattenproverna. I lakvattenproverna från avfallsanläggningarna med deponi återfanns mikroplastkoncentrationer mellan 0 och 2,7 mikroplastpartiklar per liter. I referensproverna återfanns mellan 0,2 och 1,7 mikroplastpartiklar per liter. På grund av liknande koncentrationer i lakvattenproverna och referensproverna gick det inte att säga om mikroplasterna fanns i lakvattnet eller om de enbart kom från på kontamination vid provtagning och analys. Resultaten indikerade därför att behandlat lakvatten från avfallsanläggningar med deponier innehåller låg eller ingen halt mikroplast ≥ 100 mikrometer.

Avfallsanläggningen utan deponi som undersöktes i studien var en sorteringsanläggning. Från denna anläggning återfanns mellan 2,3 och 4,2 mikroplastpartiklar per liter i lakvattenproverna medan motsvarande siffra för referensprovet var 0,2 mikroplastpartiklar per liter. Skillnaden mellan mikroplastkoncentrationerna i lakvattenproverna och referensprovet indikerar att mikroplasterna eventuellt berodde på avfallsverksamheten. Därmed är det möjligt att mikroplaster från andra avfallsverksamheter än deponering eventuellt kan släppas ut med behandlat lakvatten. För sorteringsanläggningen togs dock enbart ett stickprov. Därför krävs ytterligare studier på sorteringsanläggningar behövs för att bekräfta resultaten.

Mängdberäkningar baserade på de uppmätta mikroplastkoncentrationerna, antaget att mikroplasterna fanns i lakvattnet, indikerar att eventuella utsläpp av mikroplaster ≥ 100 mikrometer via behandlat lakvatten från svenska avfallsanläggningar med deponi maximalt är i storleksordningen tiotals kilogram per år. Detta innebär att behandlat lakvatten från avfallsanläggningar är en obetydlig källa till mikroplaster i förhållande till andra mikroplastkällor i Sverige.

Nyckelord: mikroplast, lakvatten, deponier, plast, Sverige

Institutionen för vatten och miljö, Sveriges Lantbruksuniversitet. Lennart Hjelm's väg 9, 75651, Uppsala

ABSTRACT

Microplastics in treated leachate - A case study of eight waste facilities in Sweden

Victoria Eriksson Russo

Researchers and authorities worldwide recognize the substantial accumulation of microplastics in the oceans as well as the uptake of these microplastics by various living organisms. Microplastics are often defined as plastic particles smaller than five millimeters and can originate from several anthropogenic activities. The majority of all plastics ever produced are accumulated in landfills or the natural environment. Since studies have found plastic additives in leachate from landfills, landfill leachate is thought to be a possible source of microplastic emissions.

In this study, the occurrence of microplastics ≥ 100 micrometers was examined in treated leachate from eight waste facilities in Sweden: seven with landfills and one without. The leachate was filtered through filters with a 100 micrometer pore size. Particles on the surface of the mesh were examined under a stereo microscope and then further investigated by a melting test in order to quantify the number of microplastic particles. To see if the leachate samples might have been contaminated with microplastics from other sources, reference samples were analyzed by letting tap water go through the same sampling procedure as the leachate samples. In the leachate samples from the waste facilities with landfills, microplastic concentrations between 0 and 2.7 microplastic particles per liter were found. In the control samples the corresponding concentrations were between 0.2 and 1.7 microplastic particles per liter. Due to similar concentrations in the leachate and control samples, it was impossible to determine if the microplastics originated from the leachate or came from contamination via sampling and analysis. The results of the study therefore indicate that the microplastic concentrations in treated leachate from landfills are low or even nonexistent.

The waste facility without a landfill in the study was a sorting facility. At this facility, microplastic concentrations between 2.3 and 4.2 microplastic particles per liter were found in the leachate samples. In the control sample the corresponding concentration was 0.2 microplastic particles per liter. The difference between the concentrations in the leachate samples and control sample indicate that some of the microplastics might have originated from the leachate. Therefore it is possible that other microplastics from waste activities than landfilling can end up in the leachate. However, this result is only based on one sample. Studies including more samples from more sorting facilities are needed to confirm these results.

Mass calculations based on the microplastic concentrations, assuming that detected concentrations originated from the leachate, indicate that if microplastics ≥ 100 micrometers are emitted through the leachate from Swedish landfills the maximum emission is only a few tens of kilograms per year. This makes treated leachate from waste facilities insignificant in comparison to other known microplastic sources in Sweden.

Keywords: microplastic, leachate, landfills, plastic, Sweden

Department of Aquatic Sciences and Assessment, Swedish University of Agricultural Sciences. Lennart Hjelm's väg 9, P.O. 75651, Uppsala, Sweden

FÖRORD

Detta examensarbete markerar slutet av fem års studier på civilingenjörsprogrammet i miljö- och vattenteknik vid Uppsala universitet och Sveriges lantbruksuniversitet (SLU). Arbetet omfattar 30 högskolepoäng och har utförts med hjälp av det Uppsala-baserade konsultbolaget Water Revival Systems (WRS) och branschorganisationen Avfall Sverige. Robert Jönsson har varit handledare och Daniel Stråe har varit bihandledare, båda från WRS. Martyn Futter vid institutionen för vatten och miljö på SLU har varit ämnesgranskare.

Den tid som det tagit att genomföra detta examensarbete har varit en av de mest lärorika och intressanta perioderna under min utbildning. Det är många som bidragit med kunskap, arbetskraft och hjälp under arbetets gång som jag vill tacka.

Jag vill rikta ett stort tack till WRS för en intressant frågeställning att bygga ett examensarbete kring. Extra stort tack till Robert Jönsson och Daniel Stråe som bidragit med stort stöd under hela examensarbetet.

Tack till Martyn Futter på SLU som varit ett stabilt bollplank under arbetets gång och möjliggjort de laborativa delarna i detta examensarbete.

Tack till Avfall Sverige som finansierat detta projekt. Extra stort tack till Johan Fagerqvist på Avfall Sverige som bidragit med värdefull kunskap om deponering i Sverige och vars kontaktnät gjort att flertalet avfallsanläggningar runt om i Sverige deltog i examensarbetet. Ytterligare tack till Avfall Sveriges referensgrupp som fungerat som bollplank och som hjälp till att avgränsa projektet.

Jag vill även rikta ett stort tack till personal på de åtta avfallsanläggningar som deltagit i studien. Utan deras ovärderliga hjälp med provtagning och kunskap om avfallsanläggningarna hade studien inte varit genomförbar.

Sist men inte minst vill jag tacka Kerstin Magnusson på IVL Svenska Miljöinstitutet som kommit med värdefulla tips och råd samt svarat på frågor under projektets gång.

Victoria Eriksson Russo

Uppsala, juni 2018

POPULÄRVETENSKAPLIG SAMMANFATTNING

Mikroplast i behandlat lakvatten - En fallstudie med åtta avfallsanläggningar

Victoria Eriksson Russo

Plast är idag ett av de material som vi människor använder mest globalt. Ofta används plastartiklar bara en eller ett fåtal gånger innan de slängs vilket har gjort att majoriteten av all plast som någonsin har producerats finns i deponier (soptippar) eller i naturen. Enbart i Sverige uppskattas runt 30 miljoner ton plast finnas i deponier. Som jämförelse förbrukar svenskar idag 225 tusen ton plastförpackningar årligen. Detta motsvarar ungefär 0,75 % av den plastmängd som idag beräknas finnas i deponier i Sverige.

Som tur är hamnar all plast vi slänger inte i deponier eller i naturen. Idag är det till och med förbjudet att slänga plast i deponier i Sverige, vilket har lett till att majoriteten återvinns för att bli ny plast eller förbränns för att ge energi. Forskare är dock oroliga för vad som kan hända med de stora mängder plast som redan hamnat i soptippar. När det regnar på deponier kan vattnet som rinner igenom avfallet, så kallat lakvatten, föra med sig olika miljöfarliga ämnen. Ett exempel på sådana miljöfarliga ämnen är plastadditiver. Additiver är ämnen som tillsätts plaster vid tillverkning för att ge dem olika egenskaper, exempelvis för att göra dem värmetåliga eller motverka tillväxt av bakterier. Förekomsten av additiver i lakvatten har fått forskare tror att små plastpartiklar, så kallade mikroplaster, eventuellt också kan följa med lakvattnet ut i vattendrag.

Mikroplaster är plastpartiklar mindre än fem millimeter i storlek. Mikroplaster befaras skapa stora miljöproblem och studier har visat att mikroplaster kan skada levande organismer. Forskare runt om i världen är överens om att stora mängder mikroplast finns i naturen, men ingen vet exakt hur mycket. De största kända källorna till mikroplastutsläpp i Sverige idag är slitage av bildäck, flagnande båtbottnfärg, granulär från konstgräsplaner samt tvätt av syntetkläder. Dessa släpper tillsammans årligen ut runt 10 tusen ton mikroplaster i naturen i Sverige. Men hur är det med deponier? Är vattnet från dessa också en källa till mikroplaster i naturen? Hittills har det saknats studier som kan besvara dessa frågor.

I denna studie har förekomsten av mikroplaster i renat lakvatten från åtta avfallsanläggningar i Sverige undersökts. Sju av dessa anläggningar har deponier medan endast sortering av avfall sker på den åttonde. Lakvatten från varje anläggning har samlats in av personal på anläggningarna och fraktats till Uppsala för vidare analys.

Ofta är mikroplaster så små att de inte går att se med blotta ögat. Därför är en vanlig metod för att analysera mikroplaster att först filtrera vattnet och sedan undersöka filtret med mikroskop. Eftersom plaster smälter när de värms kan även ett smälttest användas. Därför användes filtrering samt undersökning i mikroskop och smälttest som metod i denna studie. Vissa plastpartiklar är dock för små för att se tydligt med mikroskop, vilket gjorde att endast mikroplaster större än 100 mikrometer undersöktes. Dessutom utfördes kontrollprover för att undersöka kontamination från exempelvis luftburna mikroplastpartiklar skett.

Studiens resultat visar att det är osannolikt att renat lakvatten från deponier är en signifikant källa till mikroplastutsläpp i Sverige. Resultaten indikerar däremot att mikroplastutsläpp eventuellt sker via lakvatten från sorteringsanläggningar. Mängdberäkningar baserade på resultaten indikerar att eventuella mikroplastutsläpp via renat lakvatten från svenska avfallsanläggningar maximalt är några tiotals kilogram per år. Detta gör

avfallsanläggningar obetydliga i förhållande till andra kända mikroplastkällor i Sverige, exempelvis däckslitage och konstgräsplaner, som beräknas släppa ut tiotals ton varje år. Slutsatsen från denna studie är därför att mikroplastutsläpp via lakvatten från avfallsanläggningar med deponier inte är ett betydande miljöproblem i Sverige idag, men för att kunna säga detta med säkerhet behövs ytterligare studier.

ORDLISTA

Additiv	Är i platsammanhang ämnen som tillsätts plastmaterial i små mängder för att ändra plastens egenskaper, exempelvis flammhämmare, fungicider och värmestabilisatorer.
Avfallsanläggning	Anläggning där avfall sorteras, lagras, behandlas och/eller deponeras.
Behandlingsyta	Yta där avfall behandlas innan bortförel eller deponering.
Brännbart avfall	Avfall som brinner utan energitillskott efter det att förbränningsprocessen startat.
Dagvatten	Regn- och smältvatten som rinner av exploaterade hårdgjorda ytor.
Deponi	Slutlig (ej tillfällig) upplagsplats för avfall på eller i jorden.
Deponicell	Del av deponi avsedd för en viss avfallsfraktion och som är avdelad från kringliggande deponiområde.
FA-deponi	Deponi för farligt avfall, såsom hälso- eller miljöfarligt avfall.
Hushållsavfall	Avfall som kommer från hushåll och jämförligt avfall från andra verksamheter. Inkluderar plastavfall.
IFA-deponi	Deponi för icke-farligt avfall.
Lakvatten	Syftar i denna studie till all vätska på en avfallsanläggning som rinner genom, tränger ut ur eller innehåller avfall. Innefattar vatten från deponi samt sorterings-, behandlings- och lagringsytor.
Mikroskräp	Antropogena partiklar mindre än fem millimeter, exempelvis mikroplast, textilfibrer, asfalt eller partiklar från förbränning.
Milli-Q[®]-vatten	Vatten som har filtrerats genom filter med porstorlek 0,22 mikrometer.
Mottagningsyta	Yta på avfallsanläggning där avfall tas emot och kontrolleras.
Organiskt avfall	Avfall som innehåller organiskt kol. Exempelvis matrester, trädgårdsavfall och plastavfall.
Polymer	Syntetiskt eller naturligt ämne som består av kedjeformiga molekyler.
Recipient	Vattendrag, hav eller sjö som tar emot dagvatten eller behandlat avloppsvatten.
Sorteringsyta	Yta på avfallsanläggning där avfall sorteras i materialfraktioner innan vidare behandling eller deponering.
Spillvatten	Avloppsvatten från toaletter, bad, disk, tvätt och processvatten från mindre industrier.
ÅVC	Förkortning för återvinningscentral.

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

1	Inledning.....	1
1.1	Problemformulering.....	1
1.2	Syfte.....	1
1.3	Avgränsningar.....	2
2	Teori.....	2
2.1	Plast.....	2
2.1.1	Definitioner.....	2
2.1.2	Deponering i Sverige.....	2
2.1.3	Deponering globalt.....	3
2.1.4	Nedbrytning.....	3
2.2	Mikroplast.....	4
2.2.1	Definitioner.....	4
2.2.2	Mikroplaster i lakvatten.....	5
2.2.3	Mikroplaster i andra vatten.....	6
3	Metod.....	7
3.1	Val av avfallsanläggningar.....	7
3.2	Provtagning.....	11
3.2.1	Undantag.....	11
3.3	Analys.....	11
3.3.1	Förberedelser.....	12
3.3.2	Filtrering.....	12
3.3.3	Mikroskopering.....	13
3.3.4	Smälttest.....	14
3.4	Kontrollprover.....	14
3.4.1	Referensprover.....	15
3.4.2	Blankprover.....	15
3.4.3	Korrigeringsprover.....	15
3.5	Beräkningar.....	16
4	Resultat.....	18
4.1	Mikroplastkoncentration.....	18
4.2	Korrigerad mikroplastkoncentration.....	21
4.3	Mikroplastmängd.....	22
5	Diskussion.....	23
5.1	Diskussion utifrån frågeställningarna.....	23
5.1.1	Frågeställning 1.....	23
5.1.2	Frågeställning 2.....	25
5.1.3	Frågeställning 3.....	26
5.1.4	Frågeställning 4.....	28
5.2	Kontaminationsrisk och felkällor.....	28
5.2.1	Kontrollprover.....	28

5.2.2	Provtagning.....	29
5.2.3	Provberedning och analys.....	29
5.3	Förslag på metodförbättringar	31
5.4	Förslag på vidare studier	31
6	Slutsatser.....	32
	Referenser.....	33

Bilagor

Bilaga A. Avfallsanläggningarna i studien

Bilaga B. Provtagningsinstruktioner

Bilaga C. Beräkningar

Bilaga D. Additiver

1 INLEDNING

Plast har producerats i stor skala sedan 1950-talet och är idag ett av de material som produceras mest globalt (Barnes *et al.*, 2009; Geyer *et al.*, 2017). Sedan tillverkningen började uppskattas det att 8,3 miljarder ton plast har producerats. Majoriteten, 5 miljarder ton, av denna plast finns idag i deponier eller i naturen, en siffra som kan öka till 12 miljarder ton år 2050 om nuvarande plastproduktionstrender fortsätter (Geyer *et al.*, 2017). Kommunala avfallsdeponier i Sverige beräknas innehålla runt 30 miljoner ton plast (Frändegård *et al.*, 2013). Kunskapsläget om vad som händer med plast i deponier är begränsat (Adamcová & Vaverková, 2016). I naturen sönderfaller dock all plast och blir förr eller senare mikroplaster (Magnusson *et al.*, 2016). De största kända mikroplastkällorna idag är bildäck, konstgräsplaner, båtbottnfärg och syntetiska klädfibrer. Dessa källor släpper uppskattningsvis ut runt 10 tusen ton årligen i naturen i Sverige (Naturvårdsverket, 2017a). Lakvatten från deponier har också pekats ut som en potentiell källa till mikroplaster (Sundt *et al.*, 2014; Magnusson *et al.*, 2016; Naturvårdsverket, 2017a). Idag saknas data för att säkert kunna stärka eller avfärda denna farhåga (Magnusson *et al.*, 2016; Naturvårdsverket, 2017a).

I flera studier har det konstaterats att plastadditiver kan lakas ut ur deponier med lakvattnet (Magnusson *et al.*, 2016). Additiver är ämnen som tillsätts plast i små mängder vid tillverkning för att ändra plastens egenskaper (SPIF, 2007). Utifrån mängden av plastadditiven PBDE 99 som lakas ut ur norska deponier estimerar Sundt *et al.* (2014) att 10 ton mikroplast kan släppas ut med lakvattnet i Norge årligen.

1.1 PROBLEMFÖRMULERING

Om endast en promille av den plast som finns i svenska avfallsdeponier läcker ut med lakvattnet årligen i form av mikroplast skulle mikroplastutsläppen från deponier vara av betydande storlek relativt mängder från andra utsläppskällor. Därför är innehållet av mikroplast i lakvatten från befintliga deponier av intresse att undersöka, om inte annat för att kunna avfärda deponier från listan av signifikanta mikroplastkällor.

Den vanligaste metoden för att kvantifiera mikroplast är att filtrera vatten genom filter, vars mikroplastinnehåll kvantifieras visuellt i mikroskop (Hidalgo-Ruz *et al.*, 2012). Metoden är dock relativt tidskrävande (Jönsson, 2016). Eftersom lakvatten från deponier kan innehålla olika plastadditiver, och dessa additiver är mer lättanalyserade, kan analys av additiver eventuellt vara ett tidseffektivt alternativ till visuell analys.

1.2 SYFTE

Syftet med denna studie var att undersöka spridningen av mikroplaster via lakvatten från svenska avfallsanläggningar med deponier genom att besvara följande fyra frågeställningar:

1. Vad är koncentrationen av mikroplast i behandlat lakvatten från svenska avfallsanläggningar med deponier?
2. Bidrar andra avfallsverksamheter än deponering till mikroplastinnehållet i lakvattnet?
3. Hur stor mängd mikroplast släpps ut årligen via behandlat lakvatten från svenska avfallsanläggningar?
4. Finns det någon korrelation mellan visuellt uppmätt mikroplasthalt och uppmätt halt av plastadditiver?

1.3 AVGRÄNSNINGAR

Ordet lakvatten kan definieras på olika sätt. Beroende på hur definitionerna tolkas syftar ordet antingen enbart till det vatten som lämnar en deponi eller så inkluderar det också vatten från andra avfallsverksamheter på avfallsanläggningar lagringsytor (Avfall Sverige, 2017). I denna studie syftar ordet lakvatten till all vätska på en avfallsanläggning som rinner genom, tränger ut ur eller innehåller avfall. Detta innefattar vatten från deponi samt sorterings-, behandlings- och lagringsytor.

I denna studie undersöktes mikroplastförekomsten i behandlat lakvatten från åtta avfallsanläggningar i Sverige: sju avfallsanläggningar med deponi och en sorteringsanläggning utan deponi. Sorteringsanläggningen inkluderades för att kunna undersöka frågeställning 2 i syftet. Detta då plast kan förekomma på flera ställen på avfallsanläggningar, exempelvis i deponier, på återvinningscentraler samt på mottagnings-, sorterings-, behandlings- och lagringsytor (Avfall Sverige, 2012). Dessutom förekommer mikroplast i avloppsslam (Magnusson *et al.*, 2016) som kan lagras på avfallsanläggningar (Uppsala Vatten och Avfall, 2017).

Provtagning skedde under ett fåtal dagar i oktober månad år 2017. På grund av tidsrestriktioner i studien analyserades endast mikroplastinnehållet i behandlat lakvatten. Efter rekommendation av ekotoxikologen Kerstin Magnusson på IVL Svenska Miljöinstitutet avgränsades studien till att enbart undersöka förekomsten av mikroplastpartiklar ≥ 100 mikrometer, vilket beskrivs mer ingående i avsnitt 3.3.

2 TEORI

2.1 PLAST

Plast används till allt från förpackningar och vardagsprodukter till byggmaterial och olika ändamål inom lantbruket (PlasticsEurope, 2016). En av de egenskaper som gör att plast används i så stor omfattning är att det är ett stabilt och beständigt material (Shah *et al.*, 2008; GESAMP, 2015). Plast är idag ett av de material som det produceras mest av globalt (Barnes *et al.*, 2009; Geyer *et al.*, 2017). Detta har gjort att plast numera går att hitta över hela planeten och forskare har bland annat hittat plast i haven i Arktis (Bergmann *et al.*, 2016). Flertalet studier har funnit att fåglar, fiskar och andra djur kan missta plast för föda, vilket kan påverka djurens beteende och i värsta fall leda till döden (Bergmann *et al.*, 2015). Majoriteten av den plast som producerats finns idag i deponier eller i naturen (Geyer *et al.*, 2017).

2.1.1 Definitioner

I denna rapport används definitionen av plast som ”konstgjorda polymerer, gjorda av petroleum eller av petroleumbiprodukter, men även av icke-syntetiska polymerer såsom naturgummi och polymermodifierad bitumen”, översatt från Magnusson *et al.* (2016).

2.1.2 Deponering i Sverige

Plast kan räknas både som organiskt och brännbart avfall (SFS 2011:927). År 2002 infördes förbud i Sverige mot att deponera brännbart avfall och 2005 infördes förbud mot att deponera organiskt avfall (SFS 2001:512). Dock finns det undantag från deponeringsförbuden, exempelvis om avfallet innehåller mindre än 10 viktsprocent organiskt avfall eller 10 volymprocent brännbart avfall (NFS 2004:4). Dessutom har stora mängder plast deponerats innan deponeringsförbuden infördes (Naturvårdsverket, 2017a). Frändegård *et al.* (2013) bedömer att kommunala avfallsdeponier i Sverige innehåller runt 365 miljoner ton avfall,

varav ungefär 8 viktsprocent plast. Alltså uppskattas runt 30 miljoner ton plast finnas i svenska avfallsdeponier. Som jämförelse tillförs cirka 225 tusen ton plastförpackningar och PET-flaskor till det svenska samhället årligen (Statistiska Centralbyrån, 2017). Detta motsvarar ungefär 0,75 % av den plastmängd som idag beräknas finnas i deponier i Sverige.

Runt 90 anläggningar har tillstånd att deponera avfall i Sverige (Avfall Sverige, 2016). De deponier som är i drift idag omfattas sedan år 2001 av deponeringsförordningen. Förordningen medför exempelvis krav på uppsamling och behandling av lakvatten, skyddsåtgärder under och runt deponin samt sluttäckning (SFS 2001:512). De ökade miljökraven har lett till att många deponier har lagt ner (Naturvårdsverket, 2011). Sedan år 1996 har antalet anläggningar som deponerar avfall minskat med 75 % (Avfall Sverige, 2016). I Sverige finns uppskattningsvis flera tusen nedlagda deponier. Dessa har generellt sämre miljöskydd och lokalisering än dagens deponier, då de lagt ner innan krav på skyddsåtgärder fanns. Dessutom är informationen om vilka avfall som deponerats bristfällig och ofta sker ingen eller begränsad övervakning av lakvattnet (Naturvårdsverket, 2011).

2.1.3 Deponering globalt

Deponier nära kuster och vattendrag är en potentiell källa till marint skräp (Blidberg & Leander, 2017). Globalt ledde dålig avfallshantering till att 4,8 till 12,7 miljoner ton plast hamnade i havet år 2010. Om inget görs för att förbättra otillräcklig avfallshantering kommer siffran att öka till mellan 100 och 250 miljoner ton plast hamnar i havet år 2025 (Jambeck *et al.*, 2015).

Idag går 86 % av allt plastavfall globalt sett till deponering, förbränning eller hamnar direkt i naturen (GESAMP, 2016). År 2015 fanns uppskattningsvis 5 miljarder ton plast i deponier eller i naturen runt om i världen, vilket är 76 % av all plast som någonsin producerats. År 2050 kan denna siffra ha ökat till 12 miljarder ton om nuvarande plastproduktionstrender fortsätter (Geyer *et al.*, 2017).

2.1.4 Nedbrytning

Plast är ett beständigt material som ofta tillverkas för att stå emot nedbrytning (Bergmann *et al.*, 2015). Livslängden på plast är okänd men uppskattas vara mellan några hundratals och några tusentals år (Barnes *et al.*, 2009). Nedbrytningshastigheten beror bland annat på polymertyp och additivinnehåll (Andrady *et al.*, 2003). Det är viktigt att skilja på nedbrytning och fullständig nedbrytning. Fullständig nedbrytning (även kallat mineralisering) innebär omvandling av polymerkedjor till små molekyler, exempelvis koldioxid eller metan, medan nedbrytning endast innebär förändring av plastens egenskaper eller kemi (GESAMP, 2015). I regel sker inte fullständig nedbrytning av plast i naturen (Webb *et al.*, 2012). Nedbrytning inkluderar förändring av mekaniska, optiska eller elektriska egenskaper hos plasten, exempelvis krackelering, missfärgning eller deformation (Shah *et al.*, 2008). Genom olika nedbrytningsprocesser kan plast brytas ner till mikroplast. Kunskapsläget om processerna och deras tidsskalor är dock bristfälligt (GESAMP, 2016). Kända faktorer som bidrar till nedbrytning av plast är solljus (främst ultraviolett strålning), värme, fukt, föroreningar (exempelvis ozon och surt regn) och vind (Andrady, 2003). Studier har även visat att mikrobiell aktivitet kan bryta ner vissa plaster (Shah *et al.*, 2008; Bergmann *et al.*, 2015).

Enligt Singh & Sharma (2008) kan nedbrytningen av plast delas in i sex processer: fotooxidation, termisk nedbrytning, nedbrytning med ozon, mekanokemisk nedbrytning, katalytisk nedbrytning och mikrobiell nedbrytning (egen översättning). Fotooxidation

innebär nedbrytning via ljus, främst UV-ljus (Singh & Sharma, 2008). Termisk nedbrytning sker på grund av överhettning (Shah *et al.*, 2008). Nedbrytning med ozon kan ske under förhållanden av normala nivåer av ozon i atmosfären. Mekanokemisk nedbrytning sker via mekanisk stress, ofta med hjälp av kemiska reaktioner. Katalytisk nedbrytning sker främst genom aktiva processer av människor för att transformera plastavfall till plaster med högre ekonomiskt värde (Singh & Sharma, 2008). Mikrobiell nedbrytning sker av bakterier och svampar efter att andra processer sönderdelat plast till mindre beståndsdelar (Shah *et al.*, 2008).

Kunskapsläget om vad som händer med plast i deponier är begränsat (Adamcová & Vaverková, 2016). I en modern deponi förväntas nästintill ingen nedbrytning av plast. Kombinationen av torra och syrefria förhållanden i välkonstruerade deponier saktar ner mikrobiell aktivitet, vilket gör att även plast som tillverkats för att vara fullständigt biologisk nedbrytbar bryts ner långsammare (Andrady, 2003).

2.2 MIKROPLAST

Om mikroplaster når akvatiska miljöer kan dessa utgöra flera problem. Bland annat kan mikroplaster misstas för föda av fåglar, fiskar och andra djur vilket kan leda till beteendeförändringar och minskad överlevnadsgrad (Bergmann *et al.*, 2015). Mikroplaster kan även adsorbera giftiga kemikalier och därmed fungera som ett transportmedium i marina miljöer. Dessa gifter skulle potentiellt kunna överföras till biologisk vävnad hos de djur som får i sig mikroplasterna (Mato *et al.*, 2001). Mikroplaster är ett relativt nytt forskningsområde. De första studierna som uppmärksammar mikroplaster är från 1970-talet. Detta gör att dagens kunskapsläge om mikroplasters effekt i akvatiska miljöer är bristfälligt (Bergmann *et al.*, 2015).

2.2.1 Definitioner

Mikroplaster definieras enligt GESAMP (2016) som ”en heterogen sammansättning av plastpartiklar som varierar i storlek, form, färg, densitet, kemisk komposition och annan karakteristik” (egen översättning). Det finns ingen universellt accepterad definition av storleken på mikroplastpartiklar. Dock är det vanligt att definiera mikroplast som plastpartiklar mindre än fem millimeter (Bergmann *et al.*, 2015; GESAMP, 2016), vilket är den definition som använts i denna studie. Det finns ingen konsensus på den nedre storleksgränsen av mikroplaster, däremot kallas partiklar mindre än 100 nanometer ofta för nanoplast (Bergmann *et al.*, 2015). Mikroplaster kan delas in i primära mikroplaster, som tillverkas som mikroplaster, samt sekundära mikroplaster, som bildas av större plastbitar genom fragmentering och kemisk nedbrytning. Mikroplaster kan även delas in i olika kategorier utifrån deras form (GESAMP, 2016). Majoriteten av all mikroplast består av sex polymerer (tabell 1).

Tabell 1: De sex polymerer som mikroplast främst består av inklusive förkortning och exempel på användningsområde (GESAMP, 2015)

Polymer	Förkortning	Exempel
Polyeten	PE	Plastpåsar, -förpackningar
Polypropen	PP	Plastkorkar, -rep
Polystyren	PS	Frigolit
Polyvinylklorid	PVC	Plastfilm, -rör, -förpackningar
Polyamid	PA	Nylon
Polyetentereftalat	PET	Plastflaskor

Den kemiska sammansättningen av plast varierar, bland annat genom tillsättning av additiver (GESAMP, 2016). Additiver tillsätts för att ändra plastens egenskaper och kan exempelvis vara flammhämmare, fungicider och värmestabilisatorer (SPIF, 2007). Eftersom flera studier funnit plastadditiver i lakvatten misstänks även mikroplaster finnas i lakvatten (Sundt *et al.*, 2014).

2.2.2 Mikroplaster i lakvatten

År 2014 genererades 7,9 miljoner kubikmeter lakvatten på svenska avfallsanläggningar med deponier. Lakvatten och annat vatten från avfallsanläggningar kan antingen renas lokalt eller ledas till kommunala reningsverk (Avfall Sverige, 2016). Svenska Naturvårdsverket samt Norges och Danmarks motsvarigheter har beställt varsin utredning om mikroplastkällor i respektive land (Sundt *et al.*, 2014; Lassen *et al.*, 2015; Magnusson *et al.*, 2016). I de svenska och norska utredningarna dras slutsatsen att lakvatten från deponier är en potentiell källa till mikroplaster och att eventuell förekomst borde undersökas (Sundt *et al.*, 2014; Magnusson *et al.*, 2016). Författarna till den danska utredningen tror dock inte att lakvatten från deponier är en betydande källa till mikroplastutsläpp i Danmark (Lassen *et al.*, 2015). När svenska Naturvårdsverkets redovisade mikroplastkällor i ett regeringsuppdrag pekades också lakvatten från deponier ut som en potentiell källa (Naturvårdsverket, 2017a).

Inga vetenskapliga artiklar eller myndighetsrapporter som kvantifierar mikroplastförekomst i lakvatten från deponier har hittats, vilket överensstämmer med slutsatserna från Magnusson *et al.* (2016) och Naturvårdsverket (2017a).

Den enda liknande studien som hittats är ett kandidatarbete av Hartman & Brandmyr (2018) där innehållet av mikroplaster 2–200 mikrometer undersöktes i lakvatten från Spillepens och Trelleborgs avfallsanläggning. Totalt togs sex prover: två före rening på Trelleborgs avfallsanläggning samt två före och två efter rening på Spillepens avfallsanläggning. Lakvattenproverna analyserades via laboratorium-företaget ALS, som använder sig av svepelektronmikroskop för att analysera mikroplaster i vattenprover (ALS, 2018). Den filtrerade mängden vatten varierade mellan 1 och 10 milliliter för proverna, för att analysera ungefär 100 partiklar per prov (Hartman & Brandmyr, 2018). Alla lakvattenprover i kandidatarbetet innehöll potentiella plastrelaterade partiklar, det vill säga ”partiklar som troligtvis härstammar från plast”. Partiklarna i lakvattenproverna klassades som ”organiska partiklar (t.ex. plast)”, ”kolrika partiklar (t.ex. plast, sot)”, ”klorrika partiklar (t.ex. plast)”, ”kiselhaltiga partiklar (t.ex. plast, färg, gummi)” och ”kiselhaltiga partiklar (Si, O, Na, Ca, K, C, Mg, Al)” där organiska samt kolrika partiklar har högst sannolikhet att vara mikroplast

och kiselhaltiga partiklar (Si, O, Na, Ca, K, C, Mg, Al) har minst sannolikhet. Resultaten presenteras i procent av det totala antalet partiklar, vilka varierade mellan 0 och < 5 % för organiska och klorrika partiklar, 0 och 5 % för kolrika partiklar, 0 och 10 % för kiselhaltiga partiklar (t.ex. plast, färg, gummi) samt < 5 och 60 % för kiselhaltiga partiklar (Si, O, Na, Ca, K, C, Mg, Al). Det renade lakvattnet innehöll minst plastrelaterade partiklar och av partiklarna som återfanns i det renade lakvattnet var alla kiselrelaterade. Dessutom har Kilponen (2016) utfört ett kandidatarbete där utsläpp av mikroplaster ≥ 20 mikrometer undersöktes. Det provtagna vattnet innehöll lakvatten från en deponi, men efter tillrinning från en bäck. Halten plastfibrer varierade mellan ungefär 0,08 och 0,11 fibrer per liter medan koncentrationen av plastpartiklar var < 0,05 partiklar per liter. Dock undersökte inte Kilponen (2016) mikroplastförekomsten i något prov med enbart lakvatten.

Nordiska avfallsgruppen (NAG) har ett pågående projekt där mikroplastförekomst ska undersökas i lakvatten från minst sex deponier i Finland och Norge samt på Island med olika grad av lakvattenrening. Projektet ska undersöka förekomsten av mikroplastpartiklar ≥ 50 mikrometer och är planerat att avslutas i slutet av augusti 2018 (Naturvårdsverket, 2017b).

Utifrån additivhalt i lakvatten har Sundt *et al.* (2014) gjort beräkningar för att omvandla additivmängd till mikroplasmängd. Utifrån mängden av plastadditivet PBDE 99 som uppskattas lakas ut ur norska deponier estimerar författarna att 10 ton mikroplaster hypotetiskt sett kan släppas ut med lakvattnet i Norge årligen. Mängden PBDE 99 som Sundt *et al.* (2014) utgår från kommer från en Avfall Norge-rapport skriven av Berg (2012).

2.2.3 Mikroplaster i andra vatten

Det finns ingen standardiserad metod för insamling eller identifiering av mikroplaster. Bristen på standardisering utgör ett problem vid jämförelse mellan olika studier (Hidalgo-Ruz *et al.*, 2012; Bergmann *et al.*, 2015). Mellan januari 2016 och december 2018 pågår dock projektet BASEMAN där mikroplastexperter från flera europeiska länder ska enas om standardiserade metoder (JPI Oceans, 2017). Studier på mikroplaster där filterstorlek av 100 mikrometer har använts visar att mikroplasthalten varierar kraftigt i olika typer av vatten (tabell 2).

Tabell 2: Förekomst av mikroplaster ≥ 100 mikrometer i olika studier, angivet i antal mikroplastpartiklar per liter

Studerat vatten	Mikroplast [antal/l]	Källa
Spillvatten, obehandlat	7,19	Haikonen <i>et al.</i> (2017)
Spillvatten, behandlat	0,12	Haikonen <i>et al.</i> (2017)
Dagvatten	0,08–0,24	Haikonen <i>et al.</i> (2017)
Kattegatt	0,00354	Minténig (2014) i Magnusson <i>et al.</i> (2016)
Bälthavet	0,00144	Minténig (2014) i Magnusson <i>et al.</i> (2016)
Nordsjön	0,00039 \pm 0,00019	Minténig (2014) i Magnusson <i>et al.</i> (2016)
Hanöbukten, Åhus	~ 0,0006	Utläst från figur 3 i Magnusson (2017a)
Hanöbukten, Stenshuvud	~ 0,0013	Utläst från figur 3 i Magnusson (2017a)

Eftersom inga studier på mikroplastförekomst i lakvatten har hittats har inte heller studier på mikroplastavskiljning vid lakvattenrening påträffats. Studier på mikroplastavskiljning i avloppsreningsverk har visat att ungefär 85 % av mikroplastpartiklar större än 20 mikrometer avskiljs i reningsprocesserna. För mikroplastpartiklar större än 300 mikrometer är motsvarande siffra 98 % (Magnusson *et al.*, 2016). I spillvattenprover från ett avloppsreningsverk fann Haikonen *et al.* (2017) en avskiljningsgrad på 98 % för mikroplastpartiklar ≥ 100 mikrometer (tabell 2). En studie på mikroplastavskiljning i spillvattenvåtmarker och dagvattendammar har visat på mellan 70 och 100 % avskiljningsgrad av mikroplastpartiklar ≥ 20 mikrometer (Jönsson, 2016).

Den största avskiljningen av mikroplaster i avloppsreningsverk sker via flotations- och sedimentationsprocesser (Carr *et al.*, 2016) vilket gör att mikroplasterna främst hamnar i slammet. Trots den höga avskiljningsgraden estimeras 1,4 till 19 ton mikroplaster släppas ut med behandlat spillvatten årligen i Sverige. Mikroplasterna kan exempelvis komma från hygienprodukter, tvätt av syntetiska textilfibrer och hushållsdamm (Magnusson *et al.*, 2016).

3 METOD

3.1 VAL AV AVFALLSANLÄGGNINGAR

Avfallsanläggningar runt om i Sverige bjöds in för att delta i denna studie med hjälp av Avfall Sverige. Totalt 16 avfallsanläggningar anmälde intresse att vara med i studien. Utifrån projektets tidsramar valdes åtta ut för att delta (tabell 3). Anläggningarna är spridda från Umeå i norr till Hässleholm i söder (figur 1) och valdes i syfte att få variation på geografisk placering, storlek, avfallsverksamheter och reningstekniker. Följande fyra krav ställdes på avfallsanläggningarna:

1. Avfallsverksamheten ska inkludera deponi (med undantag för en anläggning)
2. Avfallsanläggningens vattenreningsanläggning får endast behandla vatten från avfallsverksamheten
3. Ingen ytterligare lakvattenbehandling utöver den som sker i avfallsanläggningens vattenreningsanläggning får ske
4. Lakvattenbehandlingsanläggningen ska ha ett väldefinierat utlopp

Tabell 3: Anläggningarna som undersöktes i studien inklusive ort och avfallsbolag

Avfallsanläggning	Ort	Avfallsbolag
Dåva deponi och avfallscenter	Umeå	Dåva deponi och avfallscenter i Umeå AB
Flishults avfallsanläggning	Vetlanda	Njudung Energi Vetlanda AB
Gryta avfallsanläggning	Västerås	VafabMiljö Kommunalförbund
Gärstad avfallsanläggning	Linköping	Tekniska verken i Linköping AB
Hovgårdens avfallsanläggning	Uppsala	Uppsala Vatten och Avfall AB
Hässleholms kretsloppscenter	Hässleholm	Hässleholm Miljö AB
Löt avfallsanläggning	Vallentuna	SÖRAB
Högsbo sorteringsanläggning	Göteborg	Renova miljö AB



Figur 1: Geografisk spridning av avfallsanläggningarna som undersökts i studien (Google Maps, 2017). Gula stjärnor markerar avfallsanläggningarna med deponi och den blå stjärnan markerar avfallsanläggningen utan deponi.

Både deponier för farligt avfall (FA-deponi) och deponier för icke-farligt avfall (IFA-deponi) har inkluderats i studien. På alla avfallsanläggningar med deponi i denna studie påbörjades deponering innan deponeringsförbuden mot plast trädde ikraft (tabell 4). Flishults avfallsanläggning är den enda anläggningen med deponi där det provtagna lakvattnet enbart kommer från en deponi som togs i bruk efter deponeringsförbuden mot plast. För mer detaljerad beskrivning över avfallsanläggningarna, se bilaga A.

Tabell 4: Årtal då eventuell deponering påbörjades på avfallsanläggningarna samt plastmängder som deponerats historiskt och hanteras (sorteras, behandlas och lagras) idag

Anläggning	Deponering påbörjad [år]	Plast på anläggningen	Källa
Dåva	1974	År 2016 deponerades 52 ton PVC-rör och fyra ton spill från PVC-tillverkning.	Tykesson Nilsson (2017a)
Flishult	1974 (IFA), 2007 (FA)	Ingen plast deponeras avsiktligt på anläggningen. Det huvudsakliga flödet av plast sker via återvinningscentralen. Endast lakvatten från FA-deponin renas lokalt.	Njudung Energi, (2017) & Ahlqvist (2017)
Gryta	1969	Större mängder plast kan förekomma i den äldre deponin, som främst använts till hushålls- och verksamhetsavfall. Endast lakvatten från deponierna leds till den lokala reningsanläggningen.	Bergh (2018)
Gärstad	1973	Ingen plast deponeras idag. Då Linköping förbränt avfall sedan år 1958 har inte mycket plast deponerat på anläggningen. Vid hantering av avfall som lagras (främst öppning av balat avfallsbränsle) sprids plastfragment som kan nå lakvattenreningen.	Hammar (2017)
Hovgården	1971	Små mängder plast har deponerats historiskt. Plast förekommer främst på lagringsytor (brännbart avfall och kompost).	Adefjord (2017)
Hässleholm	1979	Plast har deponerats historiskt på anläggningen. Idag förekommer plast främst vid lagring av källsorterad plast samt brännbart avfall. Tillstånd finns för att deponera PVC-plast och IFA-klassat reningsverksslam innehållande rester av PVC.	Hässleholm Miljö AB, (2017) & Vessling (2018)
Löt	1995	Antagligen finns det betydande plastmängder i deponierna, men dessa tros inte utgöra en stor andel av den totala mängden deponerat material.	Larsson (2018)
Högsbo	Ingen deponering	Plastfraktioner som hanteras är främst plast bland det brännbara avfallet samt mindre mängder plaströr, framförallt PE- och PP-rör, som lagras i en container.	Stöllman (2017)

Avfallsanläggningarna i studien är olika stora, hanterar olika avfallsmängder och renar olika mängder lakvatten. De behandlade mängderna lakvatten varierar mellan 3 000 och 264 000 kubikmeter årligen för avfallsanläggningarna (tabell 5).

Tabell 5: Volymen lakvatten som behandlas årligen i avfallsanläggningarnas vattenreningsanläggningar

Anläggning	Min [m ³ /år]	Max [m ³ /år]	Data [år]	Källa
Dåva	69 000	113 000	2013–2016	Tykesson Nilsson (2017b)
Flishult	3 000	11 000	2005–2016	Ahlqvist (2017)
Gryta	-	130 000	2016	Bergh (2018), dimensionerat flöde
Gärstad	160 000	264 000	2012–2016	Hammar (2017)
Hovgården	192 000	204 000	2014–2016	Uppsala Vatten och Avfall AB (2017)
Hässleholm	113 000	173 000	2012–2016	Vessling (2018)
Löt	96 000	139 000	2014–2017	Larsson (2018)
Högsbo	5 000	11 000	2015–2017	Stöllman (2017)

Avfallsanläggningarna har vid tidigare tillfällen utfört olika analyser på sitt lakvatten, bland annat gällande innehållet av olika ämnen som kan användas som plastadditiver. Resultaten för dessa additivanalyser har ofta varit under detektionsgränsen, med undantag för PFAS och BPA (tabell 6).

Tabell 6: Resultat från additivanalyser som de åtta avfallsanläggningarna utfört innan denna studie. Cirklarna indikerar antalet additivanalyser som varit under detektionsgränsen, där ● = alla, ● = vissa och ○ = inga. Strecken (-) indikerar att inga tidigare analysresultat erhållits från avfallsanläggningarna

Anläggning	BFR/ PBDE	PAH	PCB	Ftalater	PFAS	BPA	SCCP/ MCCP	PCP	Källa
Dåva	-	●	●	●	○	○	-	○	Tykesson Nilsson (2017a)
Flishult	-	○	○	-	●	-	-	-	Eurofins (2017a)
Gryta	-	●	-	●	●	-	-	●	Eurofins (2017b)
Gärstad	-	●	●	●	●	-	-	-	ALcontrol (2017)
Hovgården	●	-	●	-	●	●	●	●	ALS (2017)
Hässleholm	●	●	●	-	-	-	-	○	Hässleholm Miljö AB (2011)
Löt	●	●	-	●	-	○	●	●	ALS (2014)
Högsbo	-	●	-	-	-	-	-	-	Stöllman (2017)

3.2 PROVTAGNING

Provtagning utfördes av personal på de åtta avfallsanläggningarna. På varje avfallsanläggning fyllde personal fyra plastdunkar om 5 liter med behandlat lakvatten (härefter kallade lakvattenprover) innan rening men efter tillrinning av alla vattenflöden. Provmängden 5 liter fastställdes utifrån ett pilottest av Jönsson (2017). För att få mer representativa prover än enbart stickprov fylldes varje dunk med en liter lakvatten fem arbetsdagar i följd. Detta genom att fylla ett provtagningskärl om 1 liter med lakvatten och sedan hålla över till plastdunken. För provtagningspunkter hos avfallsanläggningarna, se bilaga B.

För anläggningar med svåråtkomliga provtagningspunkter (Dåva, Gryta och Löt) användes en förlängningsstav för att sänka ner provkärlet i lakvattnet. För att fästa förlängningsstaven till provkärlet användes silvertejp, förutom vid Dåva DAC då ett metalband användes. För fullständiga provtagningsinstruktioner som gavs till provtagarna, se Bilaga B.

3.2.1 Undantag

Vid Högsbo sorteringsanläggning sker ingen deponering. Denna anläggning togs dock med i studien då deponering inte är den enda avfallsverksamheten på de andra anläggningarna. På så sätt kunde sorterings-, behandlings- och lagringsytors roll i spridningen av mikroplaster till lakvatten undersökas separat. Vid Högsbo sorteringsanläggning kunde dock lakvattenprover enbart tas under en dag då det endast kommer vatten till vattenreningsanläggningen när det regnar (och det var osäkert om mer nederbörd skulle falla under provtagningsperioden). Till följd av låga vattenflöden kunde enbart en vattendunk fyllas från provtagningspunkten, istället för fyra som för avfallsanläggningarna med deponi. En miss i provtagningsförfarandet ledde till att provtagningsdunken för lakvatten inte sköljdes ur innan provtagning. Eventuella effekter av missad ursköljning undersöktes med hjälp av 'blankprov dunk' (avsnitt 3.4.2).

På Hovgårdens avfallsanläggning finns spillvatten från personalbyggnader påkopplat på vattenreningsanläggningen, vilket inte överensstämmer med projektkraven. Eventuella effekter av detta diskuteras i avsnitt 5.1.1.

3.3 ANALYS

Det finns inga standardiserade metoder för identifiering av mikroplaster (Hidalgo-Ruz *et al.*, 2012; Bergmann *et al.*, 2015; JPI Oceans, 2017). Filtrering följt av visuell identifiering av mikroplaster med mikroskop är en av de mest använda metoderna för att identifiera mikroplaster. Därför har filtrering och mikroskopering använts som metod i denna studie, vilket beskrivs mer utförligt i avsnitt 3.3.2 och 3.3.3. I den pågående diskussionen angående vilken partikelstorlek som kan identifieras med säkerhet med mikroskop menar de flesta forskare inom området att gränsen går vid 100 mikrometer (Magnusson, 2017b). I samråd med Magnusson sattes därför 100 mikrometer som nedre gräns i denna studie.

Som komplement till filtrering och mikroskopi kan smälttest användas för att undersöka om partiklar är av plast eller inte, vilket innebär att placera misstänka mikroplastpartiklar över en låga och se om de smälter (Magnusson & Wahlberg, 2014). Därför har även smälttest använts som metod för att identifiera mikroplastpartiklar i denna studie, vilket beskrivs mer utförligt i avsnitt 3.3.4. Under alla steg under analysen bars en vit labbrock av icke-syntetiskt material.

3.3.1 Förberedelser

Innan filtrering utfördes vissa förberedelser. Filter till filtreringen förbereddes genom att skära ut cirkulära filter med åtta centimeters diameter från ett nät med 100 mikrometers porstorlek. Därefter placerades varje filter i varsin petriskål. Varje filter undersöktes därefter under ett stereomikroskop. Eventuella partiklar avlägsnades med urmakarpincett, som rekommenderat av Norén *et al.* (2014). Innan filtrering, mikroskopering och smälttest rengjordes närliggande ytor för att undvika kontaminering av proverna från exempelvis damm. Ytorna torkades av med en tvättsvamp av utmärkande färg (gul) för att lätt kunna identifiera om tvättsvampen kontaminerat proverna, som rekommenderat av MERI (n.d.). Vattenproverna från avfallsanläggningarna förvarades i ett mörkt kylrum mellan provtagning och utförd filtrering.

3.3.2 Filtrering

För att kunna analysera mikroplastinnehållet i lakvattenproverna filtrerades lakvattenproverna från avfallsanläggningarna genom filter med 100 mikrometers porstorlek. Från varje avfallsanläggning filtrerades tre dunkar med lakvatten genom varsitt filter med porstorlek 100 mikrometer. Anledningen till att fyra dunkar med lakvattenprov samlades in men endast tre filtrerades var för att ha ett extra prov i reserv ifall att något gick fel, exempelvis om partiklar i proverna satte igen filtret vid filtrering.

Med hjälp av en pincett flyttades ett filter från sin petriskål till filtreringsuppställningen. I filtreringsuppställningen placerades filtret mellan en gummimanschett och en metalltratt som i sin tur placerades på en filtrerkolv sammankopplad till vakuumsug (figur 2). Filtrerad lakvattenmängd mättes upp i en mätcylinder och 10 milliliter Milli-Q[®]-vatten pipetterades ner runt metalltrattens kanter för att skölja ner eventuella partiklar som kunde ha fastnat på kanterna. Med hjälp av pincetten flyttades därefter filtret tillbaka till sin petriskål. Petriskålarnas lock hölls stängda förutom vid uttag och tillbakasettning av filter. På undersidan av varje petriskål utritades ett rutmönster om sex gånger sex rutor med en grön markeringspenna för att lättare kunna undersöka filtren med mikroskop.



Figur 2: Experimentuppställning med ett filter med porstorlek 100 mikrometer placerat mellan en gummimanschett och metalltratt (vänster). Gummimanschetten placerades på en 5-liters filtrerkolv som med en gummislang sammankopplades med en vakuumflaska (höger) och vakuumsug.

Undantag

För Högsbo sorteringsanläggning samlades endast en plastdunk med lakvatten in (avsnitt 3.2.1). För avfallsanläggningarna med deponi samlades fyra dunkar in, tre för filtrering och en som reserv vid eventuella misstag vid filtrering. Eftersom endast en provdunk fanns tillgänglig från Högsbo sorteringsanläggning fanns det inget utrymme för misstag vid filtrering av detta prov. Lakvattenproverna från avfallsanläggningarna med deponi var genomskinliga i olika nyanser av gult medan provet från Högsbo sorteringsanläggning var grått och grumligt. Därför antogs att detta prov innehöll mer partiklar än övriga prover. För att inte riskera att det enda tillgängliga provet skulle sätta igen filtret, svämma över och bli oanvändbart så filtrerades därför provet på tre filter med porstorlek 100 mikrometer. Provvolymen blev därför ungefär 1,7 liter per filter.

3.3.3 Mikroskopering

Efter filtrering användes ett sidobelyst stereomikroskop (Nikon SMZ645) med 50 gångers förstoring för att visuellt undersöka proverna. Totalt undersöktes mikroplastförekomsten i 24 lakvattenprover. Varje filter genomsöktes två gånger, en gång när de var blöta och en gång torra, med petriskålens lock stängt.

Partiklar på varje filter beaktades med avseende på tre kriterier för att visuellt identifiera mikroplaster enligt Norén (2007), här enligt egen översättning:

1. Inga cellulära eller organiska strukturer
2. Fibrer ska ha jämn tjocklek längs med hela fiberns längd
3. Partiklar ska (med vissa undantag) visa tydlig och homogen färg över hela partikeln

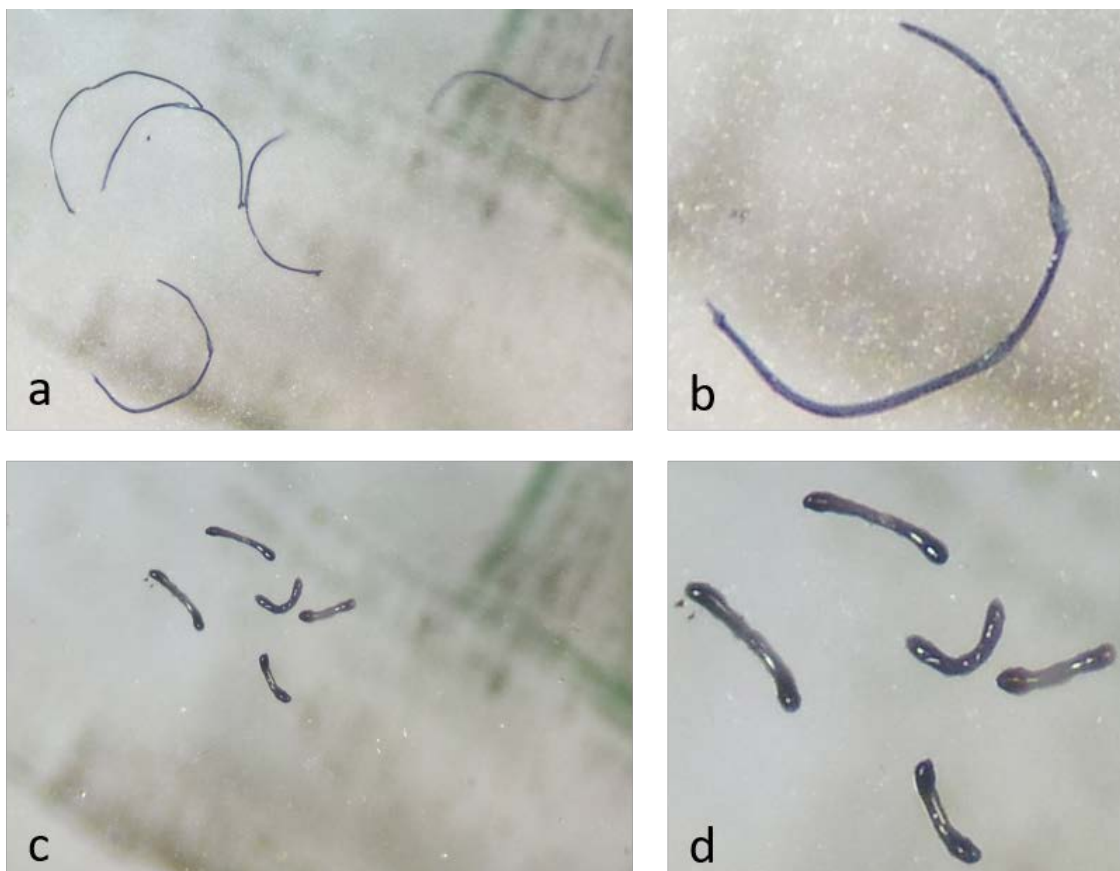
För ytterligare noggrannhet gjordes jämförelser mot foton på verifierade mikroplastpartiklar presenterade av Norén (2007), Magnusson & Norén (2011), Talvitie & Heinonen (2014) och MERI (n.d). Partiklar som misstänktes vara mikroplaster noterades i ett anteckningsblock. Därefter undersöktes noterade partiklar genom att öppna petriskålens lock och känna på dem med en urmakarpincett, som rekommenderat av MERI (n.d.). För att minimera risken för luftburen kontamination av proverna undersöktes endast partiklar som noterats i anteckningsblocket innan petriskålen öppnats. För att ytterligare minimera kontaminationsrisken var locket på så ofta som möjligt, som rekommenderats av MERI. Om en partikel gick sönder vid beröring räknades den inte som mikroplast, också som rekommenderat av MERI, då mikroplaster är någorlunda flexibla. Identifierad mikroplast kategoriserades enligt mikroplastkategori (tabell 7) samt utifrån färg. Antalet mikroplastpartiklar på varje filter delades på provvolymen för att erhålla mikroplastkoncentrationer.

Tabell 7: Kategorier för mikroplastpartiklar, modifierat från Kühn *et al.* (2017)

Kategori	Beskrivning
Film	Tunna och mjuka plastpartiklar, exempelvis bitar från plastpåsar
Flagor	Tunna och hårda plastpartiklar, exempelvis flagor från målarfärg
Syntetiska fibrer	Fibrer/trådar av plast
Gummi	Plastpartiklar exempelvis från bildäck
Pellets	Industriellt producerade mikroplaster, d.v.s. primära mikroplaster
Skum	Exempelvis expanderad polystyren, frigolit
Fragment	Övriga sekundära mikroplastpartiklar

3.3.4 Smälttest

För att ytterligare undersöka om partiklar var gjorda av plast eller inte utfördes smälttest genom att flytta misstänkta mikroplaster från filtret till ett objektglas som därefter placerades över en gasbrännare. Om en partikel smälte noterades den som mikroplast (figur 3). För att lättare kunna förflytta partiklar från filtren pipetterades först en droppe Milli-Q[®]-vatten på objektglaset.



Figur 3: Mikroplast (syntetiska fibrer) innan smälttest (a, b) och efter smälttest (c, d).

Vita, transparenta, gröna och bruna mikroplastpartiklar är svåra att identifiera med endast mikroskop enligt Talvitie & Heinonen (2014). Därför inkluderades endast partiklar av dessa färger i studien om de smälte vid smälttest.

3.4 KONTROLLPROVER

Mikroplastpartiklar återfunna vid analys behöver inte nödvändigtvis ha funnits i lakvattnet. För att undersöka kontaminationsrisken av lakvattenproverna från provtagningen, provberedningen, analysen och utrustningen som används är det viktigt att utföra kontrollprover. Kontrollprover av provtagning kan genomföras genom att utföra alla moment i provtagningen, men med kranvatten istället för vattentypen som mikroplastinnehållet undersöks för (Magnusson & Norén, 2011). Kontrollprover av filtrering kan genomföras genom att hantera filter på samma sätt som vanliga provfilter men utan att filtrera provvatten (Norén *et al.*, 2014; Jönsson, 2016). Hädanefter kallas kontrollprover vid provtagningen för 'referensprover' och kontrollprover vid analys för 'blankprover' för att kunna skilja dessa åt.

3.4.1 Referensprover

På varje avfallsanläggning togs referensprover vid provtagning för att se om partiklar från omgivningen påverkade lakvattenproverna. Dessa togs genom att låta kranvatten genomgå samma provtagningsprocedur som lakvattenproverna och på så sätt exponeras för samma kontaminationsrisker, i likhet med Magnusson & Norén (2011). Detta genom att hålla ett provtagningskärl om 1 liter fyllt med kranvatten i närheten av provpunkterna för lakvatten (men utan att lakvatten kom in i kärlen) och därefter hålla över kranvattnet till en plastdunk om 5 liter. Referensprover togs i samband med provtagning för lakvatten, det vill säga en liter dagligen fem arbetsdagar i följd. På varje avfallsanläggning togs ett referensprov. För fullständiga instruktioner som gavs till provtagarna angående provtagning av referensprover, se bilaga B.

Referensproverna undersöktes på samma sätt som lakvattenproverna, det vill säga genom att filtrera innehållet i varje dunk genom filter med porstorlek 100 mikrometer och därefter identifiera mikroplaster på filtren med mikroskopering och smälttest. Antalet mikroplastpartiklar på varje filter delades på provvolymen för att erhålla mikroplastkoncentrationer. Provvolymer för referensproverna från varje avfallsanläggning var ungefär 5 liter.

3.4.2 Blankprover

För att undersöka eventuella felkällor och kontaminationsrisker i analysmetoden utfördes blankprover. Två typer av blankprover utfördes: 'blankprov dunk' och 'blankprov filter'.

'Blankprov dunk' utfördes genom att fylla tre oanvända plastdunkar om 5 liter med Milli-Q[®]-vatten upp till 5-litersmarkeringen. Därefter filtrerades innehållet i varje dunk på varsitt filter med porstorlek 100 mikrometer. Detta för att undersöka om själva plastdunken kunde vara en källa till mikroplastkontamination.

'Blankprov filter' utfördes på liknande sätt som i studier av Norén *et al.* (2014) samt Jönsson (2016). Detta genom att låta tre filter med porstorlek 100 mikrometer genomgå samma filtreringsprocedur som övriga prover men utan att tillföra provtaget vatten. Först placerades ett filter på filtreringsanordningen under ungefär den tid det tog att filtrera lakvattenproverna. Sedan pipetterades 10 milliliter Milli-Q[®]-vatten ner runt metalltrattens kanter (på samma sätt som för lakvatten- och referensproverna) innan filtret slutligen placerades i en petriskål. 'Blankprov filter' utfördes för att undersöka om proverna påverkas av partiklar i analysrummet.

Mikroplastinnehållet i båda typerna av blankprov undersöktes på samma sätt som lakvattenproverna och referensproverna, det vill säga med mikroskopering och smälttest. Antalet mikroplastpartiklar på varje filter delades på provvolymen för att erhålla mikroplastkoncentrationer. Provvolymer för 'blankprov dunk' var 5 liter. För 'blankprov filter' uppmättes koncentrationen mikrokräp i partiklar per filter. För att kunna jämföra detta med proverna från Högsbo sorteringsanläggning (där provvolymen var ungefär 1,7 liter per filter) och proverna från resterande avfallsanläggningar (där provvolymen var ungefär 5 liter per filter) delades antalet mikrokräppartiklar på en fiktiv provvolym av 1,7 respektive 5 liter.

3.4.3 Korrigering

Alla prover hade många potentiella källor till mikroplaster. Om mikroplastkoncentrationerna i lakvattenproverna korrigeras genom att subtrahera halterna i referensproverna ska teoretiskt sett endast mikroplastinnehållet i lakvattnet kvarstå, antaget att kranvatten inte innehåller

mikroplaster (tabell 8). Därför korrigerades mikroplastkoncentrationerna i lakvattenproverna genom att subtrahera koncentrationerna i referensproverna från koncentrationerna i lakvattenproverna.

Tabell 8: Potentiella källor till mikroplaster återfunna i de olika proverna

Mikroplastkälla	Lakvattenprov	Referensprov	Blankprov dunk	Blankprov filter
Lakvatten	•			
Kranvatten		•		
Provtagning	•	•		
Plastdunk	•	•	•	
Provberedning & analys	•	•	•	•

Den utrustning som användes som var av plast var provtagningsdunkarna, petriskålarna samt filtren. Eftersom samma utrustning användes för lakvattenproverna och kontrollproverna undersöktes kontamination från utrustningen med kontrollproverna. Referensproverna och 'blankprov dunk' undersökte mikroplastkontamination från all utrustning, medan 'blankprov filter' enbart undersökte mikroplastkontamination från petriskålarna och filtren. Enligt MERI (n.d.) ska petriskålarna helst vara av glas, men petriskålar av plast kan också användas. För att ytterligare undersöka eventuell kontamination från petriskålarna som användes valdes tre petriskålar ut från varje förpackning om 20. Dessa tre undersöktes efter mikroplast med mikroskop. Eventuell mikroplastkontamination från utrustningen av plast diskuteras i avsnitt 5.2.

Undantag

För Högsbo sorteringsanläggning korrigerades lakvattenkoncentrationerna genom att även subtraherat mikroplastkoncentrationen i 'blankprov dunk', eftersom lakvattendunken ej sköljdes ur innan provtagning medan dunken för 'blankprov dunk' ursköljdes.

3.5 BERÄKNINGAR

Beräkningar för att bedöma storleksordningen av det totala utsläppet av mikroplast via lakvatten från Sveriges avfallsanläggningar med deponier gjordes med följande grundantaganden:

- I. Mikroplastkoncentrationen i lakvatten från alla svenska avfallsanläggningar med deponier är samma som den maximala mikroplastkoncentrationen från avfallsanläggningarna med deponi uppmätt i denna studie
 $\rightarrow c = c_{\max}$ [mikroplastpartiklar/m³]
- II. Den årliga volymen lakvatten från svenska avfallsanläggningar med deponier är 7,9 miljoner kubikmeter
 $\rightarrow v_l = 7,9$ miljoner m³/år
- III. Storleken av en genomsnittlig mikroplastpartikel är en kub med sidan 100 mikrometer, för en volym av 10⁻¹² kubikmeter
 $\rightarrow v_m = 10^{-12}$ m³
- IV. Den genomsnittliga densiteten av plast är 1 100 kilogram per kubikcentimeter
 $\rightarrow \rho = 1\,100$ kg/m³

För utförlig beskrivning av antagande I-IV samt enhetsomvandlingar, se bilaga C. Utifrån antagandena beräknades mikroplastutsläppen via lakvatten från svenska avfallsanläggningar med deponier (m) med ekvation 1:

$$m = c \cdot v_l \cdot v_m \cdot \rho \quad [kg \text{ år}^{-1}] \quad (\text{Ekvation 1})$$

Beräkningar utfördes även genom att ändra en parameter i taget av de fyra grundparametrarna medan de övriga hölls konstanta (tabell 9).

Tabell 9: Olika scenarion för vilka mikroplastutsläppen via lakvatten från svenska avfallsanläggningar med deponier beräknades

Scenario	Förklaring
Grundantaganden	Antagande I-IV
$c_{\max, \text{korr}}$	Maximal mikroplastkoncentration för alla anläggningar med deponi, korrigerat efter kontamination
c_{median}	Medianvärdet av mikroplastkoncentrationerna för alla anläggningar
$c_{\text{median, korr.}}$	Medianvärdet av mikroplastkoncentrationerna för alla anläggningar, korrigerat efter kontamination
c_{\min}	Minimal mikroplastkoncentration för alla anläggningar med deponi
$c_{\min, \text{korr.}}$	Minimal mikroplastkoncentration för alla anläggningar med deponi, korrigerat efter kontamination
$c_{\text{medel, sort}}$	Medelvärdet av mikroplastkoncentrationen för Högsbo sorteringsanläggning
$c_{\text{medel, sort, korr.}}$	Medelvärdet av mikroplastkoncentrationen för Högsbo sorteringsanläggning, korrigerat efter kontamination
$c_{\max+100\%}$	Ökat c_{\max} med 100 % för att ta hänsyn till eventuellt missade mikroplastpartiklar
$c_{\max+300\%}$	Ökat c_{\max} med 300 % för att ta hänsyn till eventuellt missade mikroplastpartiklar
$v_{l, \max}$	Maximala lakvattenvolymen från svenska avfallsanläggningar med deponi
$v_{m, \text{vanlig}}$	Volymen av en mikroplastpartikel från den mest vanligt förekommande formen av mikroplastkategori
ρ_{\max}	Maximala densiteten av plast
m_{\max}	Maximala värdena för c , v_l , v_m och ρ

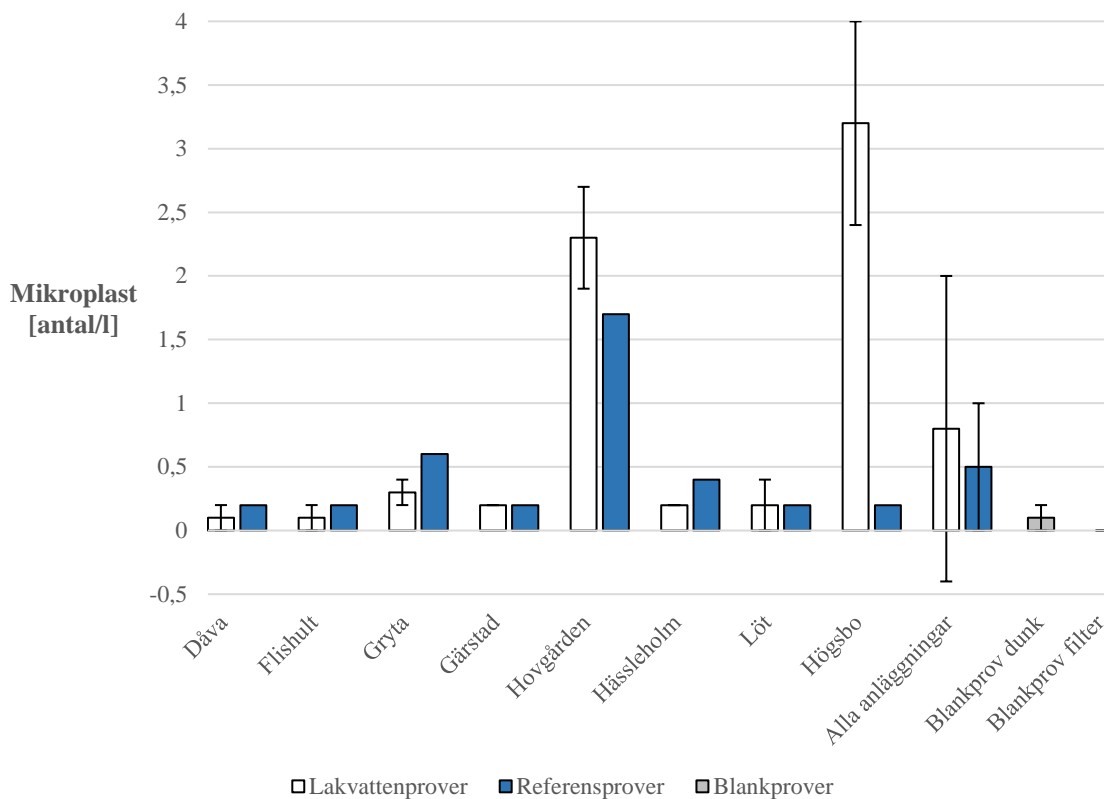
Studier på mikroplastavskiljning i avloppsreningsverk, spillvattenvåtmarker och dagvattendammar har visat på mikroplastavskiljning ≥ 70 % och till och med så hög som ≥ 98 % (Jönsson, 2016; Magnusson *et al.*, 2016; Haikonen *et al.*, 2017). Därmed är det möjligt att obehandlat lakvatten, eller lakvatten ej renat efter nuvarande svenska miljökrav, kan vara en betydande källa till mikroplaster i Sverige och globalt. Vad mikroplastutsläppen från svenska avfallsanläggningar via obehandlat lakvatten ($m_{\text{obehandlat}}$) hypotetiskt sett kan vara beräknades med ekvation 2 (där m_g = mikroplastutsläpp med grundantagandena I-IV [kg/år]) för olika reningsgrader (r [%]).

$$m_{\text{obehandlat}} = m_g \cdot \left(\frac{100\%}{100\% - r} \right) \quad [kg \text{ år}^{-1}] \quad (\text{Ekvation 2})$$

4 RESULTAT

4.1 MIKROPLASTKONCENTRATION

Medelvärdet av mikroplast i lakvattenproverna från avfallsanläggningarna varierade mellan 0,1 och 3,2 mikroplastpartiklar per liter medan koncentrationen i referensproverna varierade mellan 0,2 och 1,7 mikroplastpartiklar per liter. För alla anläggningar, förutom Hovgårdens avfallsanläggning och Högsbo sorteringsanläggning, var mikroplastkoncentrationerna i lakvattenproverna lägre eller lika stora som koncentrationerna i referensproverna. I 'blankprov filter' återfanns ingen mikroplast medan medelvärdet av mikroplast i 'blankprov dunk' var 0,1 mikroplastpartiklar per liter (figur 4).



Figur 4: Mikroplastkoncentration i lakvatten-, referens- och blankproverna, angivet i antal mikroplastpartiklar per liter.

Mikroplastpartiklar återfanns i 19 av 24 lakvattenprover, alla referensprover, två av tre 'blankprov dunk' och inga av 'blankprov filter'. Koncentrationen mikroplast i lakvattnet varierade mellan 0 och 4,2 mikroplastpartiklar per liter för de olika lakvattenproverna. I totalt fem lakvattenprover (två från Dåva DAC, ett från Löt avfallsanläggning och ett från Flishults avfallsanläggning) återfanns ingen mikroplast. För alla anläggningar, förutom Hovgården, Löt och Högsbo, var mikroplastkoncentrationen i alla lakvattenprover lägre än den i referensprovet. Högsbo sorteringsanläggning var den enda anläggning där mikroplastkoncentrationen i alla lakvattenprov var högre än i referensprovet (tabell 10).

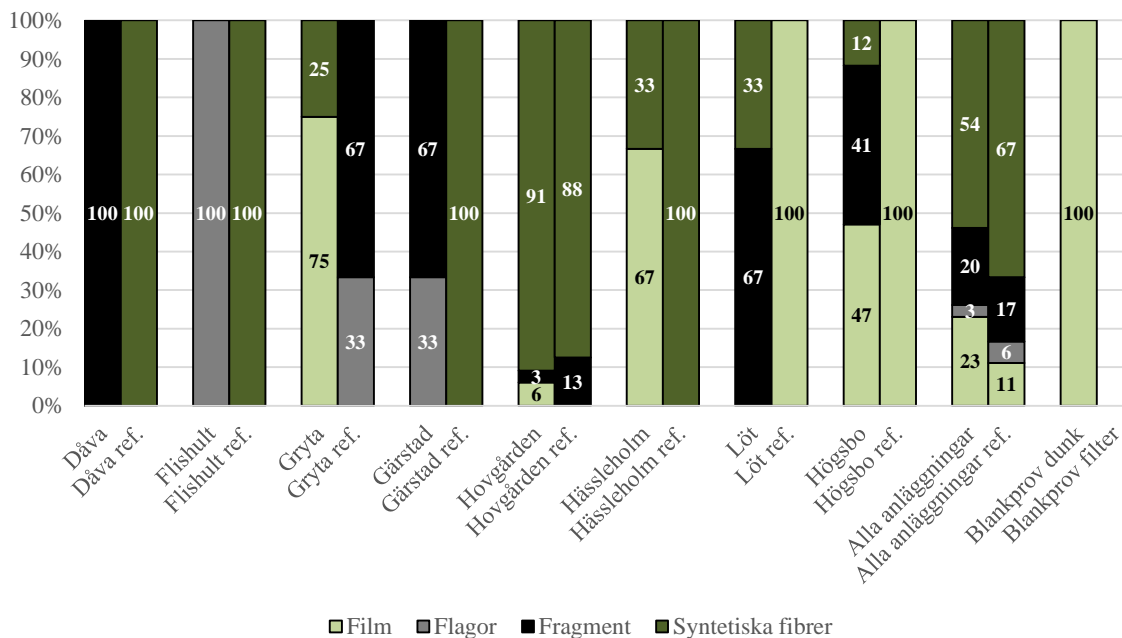
Tabell 10: Mikroplastkoncentration i lakvattenproverna inklusive medelvärde och standardavvikelse samt koncentration i referensproverna, angivet i antal mikroplastpartiklar per liter. Prov 1 visar minimum-, prov 2 median- och prov 3 maximumkoncentration

Provnamn	Prov 1 [antal/l]	Prov 2 [antal/l]	Prov 3 [antal/l]	Medel- värde [antal/l]	Standard- avvikelse [antal/l]	Referens- prov [antal/l]
Dåva	0	0	0,2	0,1	0,1	0,2
Flishult	0	0	0,2	0,1	0,1	0,2
Gryta	0,2	0,2	0,4	0,3	0,1	0,6
Gärstad	0,2	0,2	0,2	0,2	0,0	0,2
Hovgården	1,7	2,5	2,7	2,3	0,4	1,7
Hässleholm	0,2	0,2	0,2	0,2	0,0	0,4
Löt	0	0,2	0,4	0,2	0,2	0,2
Högsbo	2,3	3,2	4,2	3,2	0,8	0,2
Alla anläggningar	0	0,2	4,2	0,8	1,2	0,2*
Blankprov dunk	0	0,2	0,2	0,1	0,1	-
Blankprov filter	0	0	0	0	0	-

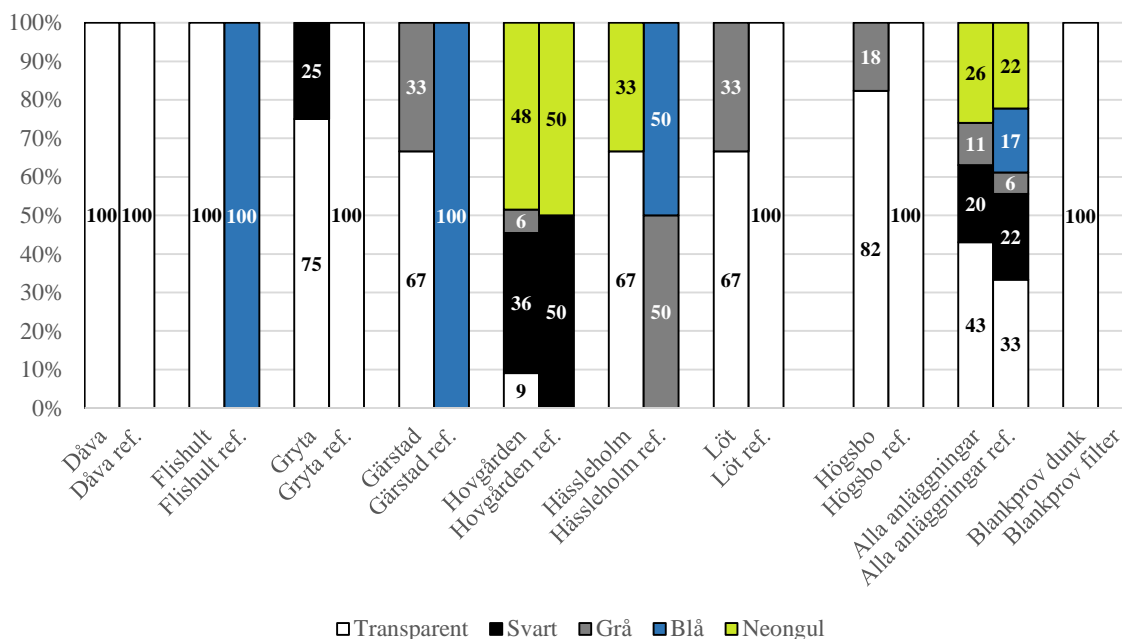
*Medianen av alla referensprov

Av mikroplastkategorierna (tabell 7) återfanns film, flagor, fragment och syntetiska fibrer i lakvatten-, referens och blankproverna. I lakvattenproverna var 54 % av återfunna mikroplastpartiklar syntetiska fibrer, 23 % film, 20 % fragment och 3 % flagor (figur 5). I referensproverna var 67 % av återfunna mikroplastpartiklar syntetiska fibrer, 11 % film, 17 % fragment och 6 % flagor (figur 5).

Totalt återfanns mikroplastpartiklar i olika fem färger i lakvattenproverna: svart, grå, neongul och transparent. Av alla återfunna plastpartiklar i lakvattenproverna var 43 % transparenta, 26 % neongula, 20 % svarta och 11 % grå (figur 6). I referensproverna hittades mikroplastpartiklar av samma färger samt blå. Av alla återfunna plastpartiklar i referensproverna var 33 % transparenta, 22 % neongula, 22 % svarta, 6 % grå och 17 % blå (figur 6). I 'blankprov dunk' återfanns endast transparent film (figur 5 och 6).



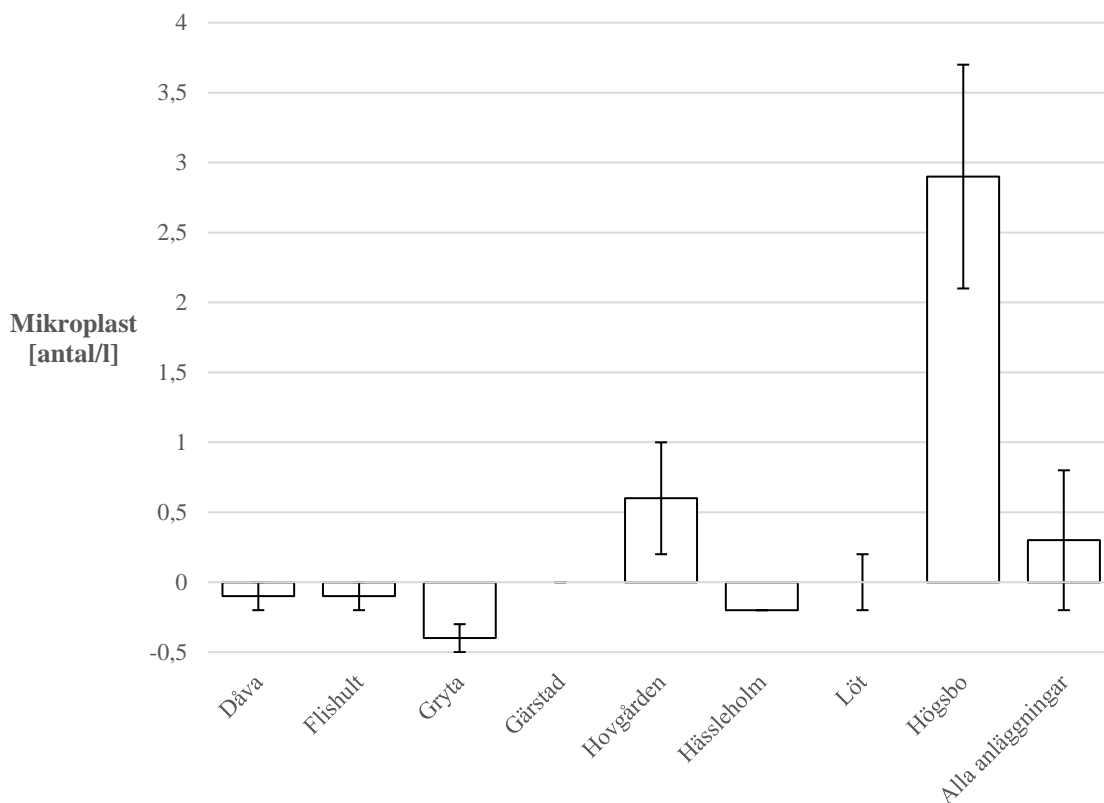
Figur 5: Procentuell fördelning av återfunna mikroplastpartiklar utifrån mikroplastkategori. Fördelningen bygger på medelvärdet av tre prover för lakvatten- och blankproverna och ett prov för referensproverna (ref.).



Figur 6: Procentuell fördelning av färg på mikroplastpartiklar i proverna. Fördelningen bygger på medelvärdet av tre prover för lakvatten- och blankproverna och ett prov för referensproverna (ref.).

4.2 KORRIGERAD MIKROPLASTKONCENTRATION

Genom att korrigera mikroplastkoncentrationerna i lakvattenproverna med avseende på kontamination (avsnitt 3.4.3) kvarstod ≤ 0 mikroplastpartiklar per liter för fem av sju avfallsanläggningar med deponi (figur 7). För Högsbo sorteringsanläggning var mikroplastkoncentrationen > 0 efter korrigering utifrån kontamination (figur 7).



Figur 7: Mikroplastkoncentration i lakvattenproverna korrigerad med avseende på kontamination, angivet i antal mikroplastpartiklar per liter.

Från alla lakvattenprover från avfallsanläggningar med deponi var koncentrationen mikroplast ≤ 0 mikroplastpartiklar per liter, förutom för ett prov från Löt avfallsanläggning och två prover från Hovgårdens avfallsanläggning (tabell 11). I dessa prover varierade koncentrationen mellan 0,2 och 1,0 mikroplastpartiklar per liter. För Högsbo sorteringsanläggning var mikroplastkoncentrationen 1,9–4,0 mikroplastpartiklar per liter efter korrigering utifrån kontamination (tabell 11).

Tabell 11: Mikroplastkoncentration i lakvattenproverna korrigerade efter kontamination, angivet i antal mikroplastpartiklar per liter. Prov 1 visar minimum-, prov 2 median- och prov 3 maximumkoncentration

Avfallsanläggning	Prov 1 [antal/l]	Prov 2 [antal/l]	Prov 3 [antal/l]	Medelvärde [antal/l]
Dåva	< 0	< 0	< 0	< 0
Flishult	< 0	< 0	0	< 0
Gryta	< 0	< 0	< 0	< 0
Gärstad	0	0	0	0
Hovgården	0	0,8	1,0	0,6
Hässleholm	< 0	< 0	< 0	< 0
Löt	< 0	0	0,2	0
Högsbo	1,9	2,8	4,0	2,9
Alla anläggningar	< 0	0	4,0	0,3

4.3 MIKROPLASTMÄNGD

Genom att sätta in grundantagandena (presenterade i avsnitt 3.5) i ekvation 1 beräknades mängden mikroplast i lakvatten från svenska avfallsanläggningar med deponier till 24 kilogram per år (tabell 12). Om mikroplastkoncentrationerna sedan varieras utifrån de olika uppmätta mikroplastkoncentrationerna (tabell 10 och tabell 11) varierar istället mängden mikroplast i lakvatten från svenska avfallsanläggningar med deponier mellan 0 och 94 kilogram per år (tabell 12).

Mängden lakvatten som svenska avfallsanläggningar med deponi samlar upp och renar har varierat mellan 5 och 9,7 miljoner kubikmeter per år mellan åren 2008 och 2014 (Avfall Sverige, 2016). Genom att sätta in den maximala volymen i ekvation 1 ökar mängden mikroplast i lakvatten från svenska avfallsanläggningar med deponier till 29 kilogram per år (tabell 12).

Majoriteten, 54 %, av återfunna mikroplastpartiklar var syntetiska fibrer (figur 5). Den genomsnittliga längden av de återfunna syntetiska fibrerna uppskattas vara maximalt 1 500 mikrometer. Syntetiska fibrer har en genomsnittlig diameter kring 20 mikrometer (Norén *et al.*, 2009). Antaget att en genomsnittlig syntetisk fiber i denna studie är en cylinder med längd 1 500 mikrometer och diameter 20 mikrometer blir volymen av en genomsnittlig mikroplastfiber $4,7 \cdot 10^{-13}$ kubikmeter. Genom att sätta in denna volym i ekvation 1 minskar mängden mikroplast i lakvatten från svenska avfallsanläggningar med deponier till 11 kilogram per år (tabell 12).

Den maximala densiteten av de sex mest vanligt förekommande plasttyperna är 1,58 gram per kubikcentimeter (Hidalgo-Ruz *et al.*, 2012). Används istället denna densitet ökar mängden mikroplast i lakvatten från svenska avfallsanläggningar med deponier till 34 kilogram per år (tabell 12).

Genom att ta de maximala värdena för c , v_l , v_m och ρ beräknades mängden mikroplast i lakvatten från svenska avfallsanläggningar med deponier till 170 kilogram per år (tabell 12).

Tabell 12: Mängd mikroplast utsläppt från svenska avfallsanläggningar med deponi utifrån de olika antagandena. Siffrorna är avrundade till 2 värdesiffror

Scenario	c [antal/m ³]	v _l [m ³]	v _m [m ³]	ρ [kg/m ³]	Mikroplast [kg/år]
Grundantaganden	2 700	7,9·10 ⁶	10 ⁻¹²	1 100	24
C _{max} , korr	1 000				8,7
C _{median}	200				1,7
C _{median} , korr.	0				0
C _{min}	0				0
C _{min} , korr.	< 0				0
C _{medel} , sort	3 200				28
C _{medel} , sort, korr.	2 900				25
C _{max+100%}	5 400				47
C _{max+300%}	11 000				94
V _{l,max}		9,7·10 ⁶			29
V _{m,vanlig} = V _{fiber}			4,7·10 ⁻¹³		11
ρ _{max}				1 600	34
m _{max}	11 000	9,7·10 ⁶	10 ⁻¹²	1 600	170

Genom att sätta in mikroplastutsläppet från grundantagandena i ekvation 2 är det möjligt att mikroplastinnehållet i obehandlat lakvatten från alla avfallsanläggningar med deponier i Sverige är 78–2 400 kilogram per år (tabell 13).

Tabell 13: Beräknad mikroplastmängd i obehandlat lakvatten (m_{obehandlat}), avrundat till två värdesiffror. Observera att mängderna är hypotetiska och baserade på olika antaganden

Reningsgrad [%]	m _{obehandlat} [kg/år]
0	24 (grundantagande I-IV)
70	78
80	120
90	240
98	1 200
99	2 400

5 DISKUSSION

5.1 DISKUSSION UTIFRÅN FRÅGESTÄLLNINGARNA

Resultaten diskuteras utifrån de fyra frågeställningarna presenterade i studiens syfte.

5.1.1 Frågeställning 1

Vad är koncentrationen av mikroplast i behandlat lakvatten från svenska avfallsanläggningar med deponier?

Medelvärdet av mikroplastkoncentrationen i lakvattenproverna var lika stort eller mindre än koncentrationen i referensprovet för sex av sju avfallsanläggningar med deponi (figur 4 och tabell 10). När mikroplastkoncentrationen i lakvattenproverna korrigerats genom att subtrahera halterna i referensproverna kvarstod ≤ 0 mikroplastpartiklar per liter. De liknande koncentrationerna i lakvattenproverna och referensproverna gör att inga entydiga slutsatser

om mikroplasternas ursprung kan dras. Det går därmed inte att dra slutsatsen att mikroplasterna kom från deponeringsverksamheten. Det är mer troligt att provtagningen, analysen eller utrustning som använts kontaminerat lakvattenproverna.

Hovgårdens avfallsanläggning var den enda avfallsanläggningen med deponi där medelvärdet av koncentrationen mikroplast i lakvattenproverna översteg koncentrationen i referensprovet (figur 4 och tabell 10). När mikroplastkoncentrationen i lakvattenproverna korrigerats genom att subtrahera halten i referensprovet kvarstod mellan 0 och 1 mikroplastpartiklar per liter. Eftersom majoriteten av mikroplastpartiklarna i både referensprovet och lakvattenproverna var neongula samt svarta/mörkblåa fibrer (figur 5 och 6) och såg snarlika ut, indikerade detta att både lakvattenproverna och referensprovet utsatts för kontamination från samma källa. Av alla referensprover innehöll dessutom referensprovet från Hovgårdens avfallsanläggning högst koncentration mikroplast, vilket också indikerar att lakvattenproverna utsatts för förhöjd kontamination jämfört med lakvattenproverna från övriga anläggningar. För Hovgårdens avfallsanläggning går det därför inte att säga om mikroplastpartiklarna i lakvattenproverna kom från avfallsverksamheten eller kontamination vid provtagning, provberedning eller analys. Även spillvatten är påkopplat på anläggningen. Spillvattnet utgör dock mindre än 0,5 % av den totala mängden vatten (Barck-Holst, 2017), som är ungefär 200 000 kubikmeter årligen (Uppsala Vatten och Avfall, 2017). Alltså är spillvattenmängden mindre än 1 000 kubikmeter årligen. Tidigare studier på mikroplaster ≥ 100 mikrometer i spillvatten visar att 7,19 mikroplastpartiklar per liter återfinns i obehandlat spillvatten och 0,12 mikroplastpartiklar per liter i behandlat spillvatten (tabell 2), vilket blir 7 190 respektive 120 mikroplastpartiklar per kubikmeter. Genom att multiplicera dessa koncentrationer med spillvattenmängden från Hovgårdens avfallsanläggning och dividera med den totala mängden lakvatten från anläggningen innebär detta att spillvattnet bidrar med 0,036 mikroplaster per liter för obehandlat vatten och 0,0006 mikroplaster per liter för behandlat vatten (antaget att Hovgårdens avfallsanläggning har lika bra mikroplastavskiljning som i ett traditionellt avloppsreningsverk). Eftersom detta är flera tiopotenser mindre än de återfunna mikroplasterna i Hovgårdens lakvattenprover tros eventuella mikroplaster från spillvattnet inte ha påverkat mikroplastkoncentrationerna i lakvattenproverna.

Att de mikroplastpartiklar som återfanns i både lakvattenproverna samt kontrollproverna var av samma mikroplastkategorier (figur 5) och liknande färger (figur 6) indikerar att många av mikroplastpartiklarna kan ha kommit från samma källa. Detta innebär att lakvattnet inte kan vara källan till alla mikroplastpartiklar.

Sammanfattningsvis indikerar resultaten från alla avfallsanläggningar med deponi att behandlat lakvatten innehåller låg eller ingen halt mikroplast ≥ 100 mikrometer. Det finns fyra tänkbara anledningar till detta:

1. Ingen plast följer med lakvattnet ut ur deponier
2. Lakvattenreningen är tillräckligt effektiv för att rena bort all plast som följer med lakvattnet ut ur deponier
3. Provvolyten som undersöktes var för liten för att särskilja mikroplastkoncentrationerna i lakvattenproverna från kontamination vid provtagning, provberedning och analys
4. Endast mikroplastpartiklar < 100 mikrometer lakas ut ur deponier

5.1.2 Frågeställning 2

Bidrar andra avfallsverksamheter än deponering till mikroplastinnehållet i lakvattnet?

Högsbo sorteringsanläggning var den enda avfallsanläggningen utan deponi som deltog i studien. Detta var även den enda avfallsanläggningen där koncentrationen mikroplast i alla lakvattenproverna var högre än i referensprovet. Efter att ha korregerat lakvattenproverna utefter kontamination kvarstod 1,9–4,0 mikroplastpartiklar per liter. Detta indikerar att en del av mikroplasterna i lakvattenproverna kan ha kommit från avfallsverksamheten på Högsbo sorteringsanläggning. Det finns dock flera oklarheter angående detta resultat, vilket diskuteras nedan.

För det första sköljdes inte plastdunken ur innan provtagning. Eftersom dunken för referensprovet sköljdes ur visade inte referensprovet nödvändigtvis kontaminationsrisken från dunken. Därför korregerades lakvattenproverna även genom att subtrahera koncentrationerna i 'blankprov dunk'. 'Blankprov dunk' utfördes dock på dunkar från den leverantör som flest avfallsanläggningar uppgav att de använt, vilket inte var samma leverantör som plastdunkarna för Högsbos lakvattenprover. Det är därför möjligt att plastdunken bidrog till mer eller mindre kontamination i Högsbos lakvattenprover. 'Blankprov dunk' diskuteras vidare i avsnitt 5.2.1.

För det andra innehöll lakvattenproverna från Högsbo sorteringsanläggning ett ovanligt högt antal partiklar, utöver mikroplastförekomsten. Provvolymen var endast en tredjedel av lakvattenvolymen för övriga avfallsanläggningar. Trots detta var antalet partiklar på filtren så stort att varje filter tog längre tid att undersöka med mikroskop än filtren från någon annan anläggning. Det gick därför inte att undersöka alla partiklar (vilket diskuteras mer i avsnitt 5.2.3). Framförallt förekom många transparenta partiklar av intresse, men där det inte gick att undersöka alla på grund av tidsbrist. Vid Högsbo sorteringsanläggning togs endast stickprov, vilket gör det möjligt att de erhållna mikroplastkoncentrationerna är avvikande värden.

För det tredje är det sista steget i lakvattenreningen är påsfilter med 10 mikrometers porstorlek (Stöllman, 2017) vilket gör förekomsten av mikroplastpartiklar ≥ 100 mikrometer var oväntad. Det är därför fullt möjligt att all mikroplast tillkommit via kontamination även för denna anläggning.

Om mikroplastpartiklarna i Högsbos lakvattenprover inte berodde på kontamination borde lakvattenproverna från övriga avfallsanläggningar i studien också innehålla plast eftersom alla avfallsanläggningar hanterar plast utöver deponeringsverksamheten (tabell 4). Att mikroplaster inte påträffades i liknande koncentrationer hos avfallsanläggningarna med deponier tros i sådana fall bero på att dessa anläggningar inte hanterar lika stora mängder plast proportionerligt sett samt att de har större lakvattenflöden (tabell 5) som kan leda till en utspädning av mikroplastbidraget från sorterings-, behandlings-, och lagringsverksamheter. Därför hade möjligtvis större provvolym behövts.

5.1.3 Frågeställning 3

Hur stor mängd mikroplast släpps ut årligen via behandlat lakvatten från svenska avfallsanläggningar?

Beräkningar baserade på mikroplastkoncentrationerna uppmätta i denna studie visade att mellan 0 och 170 kilogram mikroplaster hypotetiskt sett kan släppas ut via behandlat lakvatten från deponier i Sverige årligen (tabell 12). Om detta jämförs med litteraturvärden på andra mikroplastkällor i Sverige som är tiotals till tusentals ton årligen (Naturvårdsverket, 2017a) innebär resultaten från denna studie att mikroplastutsläppen via behandlat lakvatten från deponier sannolikt inte är en betydande källa till mikroplastutsläpp i Sverige idag. Det är dock viktigt att betona att beräkningarna endast är hypotetiska. För att kunna utföra beräkningarna gjordes olika antaganden gällande volymen och densiteten av en genomsnittlig mikroplastpartikel, mikroplastkoncentration i lakvatten samt årlig volym behandlat lakvatten hos svenska avfallsanläggningar med deponi. Rimligheten i dessa antaganden diskuteras i efterföljande stycken.

Grundantagandet för mikroplastkoncentrationen, som gav mikroplastutsläpp 24 kilogram per år, gjordes för att få en överskattning på mikroplastutsläpp. Detta då den mikroplastkoncentration som användes var den högsta mikroplastkoncentrationen som hade återfunnits i lakvattenproverna från anläggningarna med deponier samt att denna koncentration inte hade korrigerats med avseende på kontamination. Övriga antagande för mikroplastkoncentrationer utformades för att både undersöka bästa och värsta tänkbara scenario baserad på olika antaganden. Den rimligaste koncentrationen att använda i beräkningarna anses vara mediankoncentrationen korrigerad med avseende på kontamination. Då det korrigerade medianvärdet för lakvattenproverna från alla avfallsanläggningar var 0 mikroplastpartiklar per liter blev mikroplastutsläppet 0 kilogram per år för detta scenario. De högre mikroplastutsläppen som erhöles genom högre mikroplastkoncentrationer anses därför troligen vara överskattningar.

De högsta mikroplastkoncentrationerna som erhöles för alla lakvattenprover var i proverna från Högsbos sorteringsanläggning. Genom att använda dessa mikroplastkoncentrationer i beräkningarna blev mikroplastutsläppen 28 kilogram per år innan korrigering utifrån kontamination och 25 kilogram per år efter korrigering (tabell 12). Om alla avfallsanläggningar med deponi i Sverige släpper ut behandlat lakvatten med mikroplastkoncentrationer liknande Högsbos sorteringsanläggning utgör därmed inte dessa utsläpp betydande mikroplasmängder i förhållande till andra mikroplastkällor.

Lakvattenvolymen som användes var det mest uppdaterade litteraturvärdet som kunde hittas. Siffran avser den volym som 89 avfallsanläggningar med deponi angav att de behandlade år 2014. Jämförelsevis hade 85 anläggningar tillstånd att deponera avfall samma år, och antalet anläggningar med tillstånd att deponera avfall har varit relativt konstant sedan år 2009. Den årliga volymen lakvatten har mellan år 2008 och 2014 varierat mellan ungefär 5 miljoner kubikmeter och 9,7 miljoner kubikmeter (Avfall Sverige, 2016). Eftersom deponering sker i allt mindre utsträckning och flera deponier håller på att sluttäckas kommer antagligen volymen lakvatten att minska de nästkommande åren. Grundantagandet anses därför rimligt.

Att varje mikroplast uppskattades till en kub med sidan 100 mikrometer gjordes för att uppskatta volymen av en genomsnittlig mikroplastpartikel. Av de återfunna partiklarna var 54 % syntetiska fibrer, 23 % film, 20 % fragment och 3 % flagor (figur 5). Syntetiska fibrer,

film och fragment är alla mindre än 100 mikrometer i en eller två dimensioner. Dessutom var inget av de funna fragmenten större än 100 mikrometer i alla tre dimensioner. Därför anses volymen av en genomsnittlig plastpartikel vara en överskattning. När volymen istället ändrades till den mest vanliga mikroplastkategorin återfunnen i lakvattenproverna minskade volymen av en genomsnittlig mikroplastfiber till $4,7 \cdot 10^{-13}$ kubikmeter (se avsnitt 4.3). Detta gör att grundantagandet kan ses som en överskattning.

I en studie av Magnusson (2017a) hittades ungefär tio gånger fler mikroplastpartiklar på filter med en porstorlek av 50 mikrometer jämfört med 100 mikrometer. Antaget att de uppmätta mikroplasthalterna i denna studie också hade tiodubblats om en filterstorlek av 50 mikrometer använts är det möjligt att mikroplastmängden hade ökat något. Däremot borde främst antalet mindre partiklar öka på ett filter med mindre porstorlek, vilket gör att massan inte hade ökat lika mycket som antalet partiklar. Utifrån dessa resonemang borde storleksordningen av mikroplastutsläpp fortfarande vara i storleksordningen tiotals kilogram per år.

När Haikonen *et al.* (2017) undersökte mikroplastförekomsten i spillvatten med filter med 10, 100 och 300 mikrometers porstorlek återfanns 78–96 % av all mikroplast på filtren med 10 mikrometers porstorlek. Alltså hittades bara 4–22 % av mikroplasterna på filter ≥ 100 mikrometer. Genom att resonera kring detta hade hypotetiskt sett antalet mikroplastpartiklar i detta examensarbete kunnat öka med 350–2400 % om ett filter med 10 mikrometers porstorlek använts istället. Som tidigare sagt borde främst antalet mindre partiklar öka på ett filter med mindre porstorlek, vilket gör att massan inte hade ökat lika mycket som antalet partiklar. Antaget att den genomsnittliga partikeln på ett 10 mikrometers-filter endast väger en tredjedel av den genomsnittliga partikeln på ett 100 mikrometers-filter hade massan enbart ökat med 117–800 %. Utifrån dessa resonemang borde storleksordningen av mikroplastutsläpp fortfarande vara i storleksordningen tiotals kilogram per år, men maximalt något enstaka ton per år.

De största kända källorna till mikroplast i naturen i Sverige idag är slitage av vägar och fordonsdäck, flagnande båtottenfärg, granulat från konstgräsplaner och tvätt av syntetkläder. Dessa källor släpper uppskattningsvis ut runt 10 000 ton årligen till naturen i Sverige. Vägar och fordonsdäck släpper ut 8 190 ton mikroplast per år i Sverige, vilket gör det till den största källan. För båtottenfärg, konstgräsplaner och tvätt av syntetkläder är motsvarande siffra 160–740, 1 640–2 460 respektive 8–945 ton per år (Naturvårdsverket, 2017a). För att mikroplastutsläppen via lakvatten skulle komma upp i dessa mängder (tiotals till tusentals ton per år) hade de uppmätta mikroplastkoncentrationerna i detta examensarbete behövt varit 10–1 000 gånger högre. Eftersom mikroplastutsläppen via lakvatten mest sannolikt sett är låga eller obefintliga baserade på resultaten i denna studie hade 1 000 gånger högre koncentrationer behövts för att komma upp i liknande nivåer som de största kända mikroplastkällorna och 100 gånger högre koncentrationer behövts för att vara av betydande storleksordning i sammanhanget.

Om ingen lakvattenrening skulle ske på svenska avfallsanläggningar är det möjligt att utsläppen via lakvatten hade varit mellan 78 och 2 400 kilogram per år (tabell 13). Maxutsläppet (antaget 99 % avskiljningsgrad på mikroplaster) ger hypotetiska mikroplastutsläpp på 2,4 ton per år i obehandlat lakvatten. Från avfallsanläggningar där obehandlat lakvatten når omgivningen kan spridning av mikroplast därmed inte uteslutas, men studier

på obehandlat lakvatten behövs för att bekräfta dessa beräkningar. Trots att siffrorna är baserade på en överskattad mikroplasthalt är mängden fortfarande lägre än de största kända mikroplastkällorna, som är på tiotals till tusentals ton per år enligt Naturvårdsverket (2017a).

Eftersom lakvattnet hos de flesta avfallsanläggningarna först släpps ut i ett dike eller mindre å finns även chansen att vidare avskiljning av eventuella mikroplaster kan ske innan slutgiltig recipient, exempelvis via sedimentation eller filtrering genom vegetation.

5.1.4 Frågeställning 4

Finns det någon korrelation mellan visuellt uppmätt mikroplasthalt och uppmätt halt av plastadditiver?

För att undersöka eventuella samband mellan additivhalt och mikroplasthalt planerades att additivanalyser skulle genomföras på lakvattenproverna från avfallsanläggningarna. Detta med förhoppningen att kunna omvandla additivhalt till mikroplastmängd, i likhet med Sundt *et al.*, (2014) som utgått från additivhalter när de beräknat mikroplastutsläpp i Norge. Efter en litteraturstudie och kontakt med olika laboratorier drogs dock slutsatsen att additivanalyser inte skulle kunna visa dessa samband. De största anledningarna till detta var:

1. Metoden använd i denna studie kvantifierar mikroplastinnehåll i antal och inte vikt. Därmed kan massan mikroplaster per liter teoretiskt sett vara lika i två prover även om antalet mikroplastpartiklar inte är det.
2. Vid avfallsanläggningarnas tidigare utförda additivanalyser har resultaten ofta varit under detektionsgränsen (tabell 6). Då additivanalyserna är dyra att genomföra ansågs det inte lönt att genomföra nya när resultaten med stor sannolikhet hade varit under detektionsgränsen.
3. Många plastadditiver förekommer i annat än bara plast (Bilaga D), vilket inte gör det möjligt att fastställa om additiver i lakvattnet kommit från plast eller andra källor.

I denna studie har det därför inte gått att hitta någon korrelation mellan uppmätt mikroplasthalt och uppmätt halt av plastadditiver.

5.2 KONTAMINATIONSRIK OCH FELKÄLLOR

Koncentrationerna mikroplast i referensproverna samt 'blankprov dunk' indikerade att kontamination av proverna skett. Därmed är det möjligt att lakvattenproverna kontaminerades med mikroplastpartiklar på samma sätt. Detta betonar vikten av att rengöra all provutrustning noga och att undvika syntetiska kläder vid provtagning och analys. Kranvattnets potentiella mikroplastinnehåll undersöktes inte i denna studie.

5.2.1 Kontrollprover

Att ingen mikroplast hittades i 'blankprov filter' (tabell 10) indikerar att risken för mikroplastkontamination vid filtrering, mikroskopering och smälttest har varit begränsad. Det hade dock varit önskvärt att 'blankprov filter' hade genomförts vid varje filtrering, då denna risk eventuellt kan ha förändrats från dag till dag beroende på vilka kläder som burits av den som utför provberedning och analys samt andra personer i laboratoriet. Det optimala hade varit att arbeta i ett renrum.

Att mikroplaster påträffades i två av tre 'blankprov dunk' visar att provtagningsdunkar som ej sköljts ur kan vara en potentiell källa till kontamination. På grund av tidsbrist utfördes inga kontrollprover för att se om även ursköljda dunkar kan vara en källa till mikroplast. Denna

kontamination undersöktes dock också med referensproverna (tabell 8). Endast dunken för lakvatten från Högsbo sorteringsanläggning sköljdes inte ur innan provtagning. Dessutom utfördes endast 'blankprov dunk' på plastdunkar från en leverantör. Detta var den leverantör som flest avfallsanläggningar köpte in sina plastdunkar från (tre av åtta avfallsanläggningar angav att de köpte dunkarna av denna leverantör). Dock köpte inte Högsbo sorteringsanläggning sina plastdunkar där. Det är därför möjligt att den ursköljda dunken bidrog till mer eller mindre kontamination i lakvattnet från Högsbo sorteringsanläggning. Att vattenprover fraktades från avfallsanläggningarna till Uppsala gjorde att stora och stöttåliga vattendunkar behövdes. Därför var plastdunkar enda rimliga alternativet. Eftersom plast är tillverkat för att vara ett hållbart material borde inte plastdunkarna börja brytas ner till mikroplaster under studiens tidsspann. Däremot är det möjligt att mikroplaster från tillverkning av plastdunkarna kan finnas. Att pumpa lakvatten genom filter i fält hade kunnat eliminera kontaminationsrisken från plastdunkarna, men eventuellt medfört andra kontaminationsrisker.

Organiskt material (främst grönt och brunt, antagligen växt- eller djurdelar) återfanns i referensproverna från tre avfallsanläggningar: Flishult, Hässleholm och Löt. Detta indikerar att provtagningskärlet inte sköljts ur tillräckligt mellan provtagning av lakvatten till lakvattenproverna och kranvatten till referensproverna. Därmed var tre referensprover kontaminerade med lakvatten vilket gör det svårare att avgöra källan till mikroplasterna.

Endast ett referensprov togs per anläggning. I och med detta går det inte att se spridningen i kontaminationsrisken. Av praktiska skäl togs inte fler än ett referensprov per anläggning, eftersom vattnet skulle fraktas från avfallsanläggningarna till Uppsala. Även detta problem skulle kunna åtgärdas genom att pumpa och filtrera lakvatten i fält.

5.2.2 Provtagning

Vid provtagning tros provtagarens kläder utgöra den största kontaminationsrisken. Även material som används vid provtagning, exempelvis provtagningskärl eller förlängningsstav med tejp, kan kontaminera proverna. I provtagningsinstruktionerna (Bilaga B) uppmanades att kläder av syntetiska material skulle undvikas vid provtagning. Detta var dock inte alltid möjligt på grund av anläggningarnas olika säkerhetskrav och klädkoder. Referensproverna undersöker dock denna kontaminationsrisk.

Kontaminationsrisken hade kunnat minskas om lakvattenprover enbart tagits vid ett tillfälle istället för fem arbetsdagar i följd. Trots den ökade kontaminationsrisken anses det dock bättre att prover togs flera dagar i följd, då risken att få avvikande värden är större med stickprov. Vid Högsbo sorteringsanläggning togs endast ett stickprov, vilket gör det möjligt att de erhållna mikroplastkoncentrationerna är avvikande värden.

5.2.3 Provberedning och analys

Totalt undersöktes mikroskräpförekomsten i 38 prover: 24 lakvattenprover, åtta referensprover och sex blankprover. Tidsåtgången för filtrering var ungefär 20 minuter per prov inklusive förberedelser. Tidsåtgången för mikroskopering och smälttest varierade däremot mellan ungefär 90 och 300 minuter för lakvattenproverna, 60 och 90 minuter för referensproverna samt 30 och 60 minuter för blankproverna. För referens- och blankproverna kunde så gott som varje partikel undersökas och alla partiklar av intresse kunde genomgå smälttest. För lakvattenproverna var dock antalet partiklar på varje filter för stor för att undersöka varje partikel lika noga som i referens- och blankproverna. Därför fick vissa

partiklar prioriteras. Om smälttest redan hade genomförts på flera till synes liknande partiklar utan att smälta så antogs det att resterande liknande partiklar inte skulle smälta vid eventuellt smälttest.

Ett stort problem i denna studie var att det var lätt att tappa bort partiklar innan smälttest. Vid överföring från filtret till objektglaset försvann flertalet partiklar. Inga av dessa har noterats som mikroplast, men risken finns att ett antal kan ha varit mikroplast. Att tappa bort en eller två mikroplastpartiklar i prover där det totala antalet funna mikroplaster varierar mellan noll och tre utgör en betydande felkälla. Ökade provvolymen hade därför behövts.

Uppskattningsvis smälte 5–10 % av partiklar som genomgick smälttest. Vissa partiklar som inte misstänktes vara av plast smälte vid smälttest och flertalet partiklar som utan tvekan troddes vara av plast smälte inte vid smälttest. Att avgöra vilka partiklar som smälttest skulle genomföras på var därför svårt. Laborantens erfarenhet spelar därför stor roll i utfallet och olika laboranter hade antagligen kommit fram till olika resultat.

Vid genomsökning av blöta filter med lakvattenprov återfanns många transparenta mikroorganismer för flera avfallsanläggningar. Vid genomsökning av torra filter var det däremot svårare att urskilja hoptorkade mikroorganismer från misstänkta mikroplastpartiklar. Det stora antalet transparenta partiklar gör att det hade varit lätt att missa om några enstaka av dessa varit mikroplaster.

Transparent var den vanligast förekommande färgen på de funna mikroplasterna (43 %, figur 6). Att transparenta partiklar är svåra att identifiera med endast mikroskop (Talvitie & Heinonen, 2014) gör att transparenta mikroplastpartiklar kan ha missats. Särskilt i lakvattenproverna där det inte fanns tid att smälta alla partiklar. Alla transparenta partiklar som noterats som mikroplast genomgick smälttest. Därför finns det risk för att antalet transparenta mikroplaster kan ha underskattats.

Det är möjligt att mikroplaster som är mindre än 100 mikrometer i två dimensioner kan ha åkt igenom filtren. Majoriteten (54 %) av mikroplastpartiklarna återfunna i lakvattnet var syntetiska fibrer (figur 5), vilka har en genomsnittlig diameter kring 20 mikrometer (Norén *et al.*, 2009). Detta gör att syntetiska fibrer kan ha passerat filtren och därmed lett till en underskattning av mikroplastkoncentrationerna.

Att kategorisera mikroplaster utifrån färg var tidvis svårt. Flertalet partiklar kunde klassas både som genomskinliga eller grå (främst vid Högsbo sorteringsanläggning) och som svarta eller blå (främst vid Hovgårdens avfallsanläggning). Att kategorisera mikroplaster utifrån mikroplastkategori var också tidvis svårt. Därför ska resultaten över kategori och färg inte ses som absoluta utan snarare som indikationer. Dessa resultat användes för att kunna se skillnader och likheter mellan återfunna mikroplastpartiklar och på så sätt kunna diskutera om mikroplasterna kom från lakvattnet eller berodde på kontamination.

Totalt tre förpackningar med petriskålar av plast användes, med 20 petriskålar i varje förpackning. Inga mikroskräppartiklar hittades i de sex petriskålar som undersöktes i de första två förpackningarna. I den sista förpackningen upptäcktes däremot mikroplast i en av de tre undersökta petriskålarna, vilket gör det problematiskt eftersom inte alla petriskålar undersöktes. Petriskålarna är därför en möjlig källa till kontamination. Mikroplastpartiklar bör dock inte kunna förflyttas från botten av en petriskål till toppen av ett filter.

5.3 FÖRSLAG PÅ METODFÖRBÄTTRINGAR

Det viktiga vid val av provtagningsvolym är att välja en volym där halten mikroplaster misstänks vara betydligt högre än halterna i referens- och blankproverna. Provvolymer i denna studie var 5 liter, vilket kan ha varit otillräckligt. Att pumpa vatten genom filter i fält kan möjliggöra större provtagningsvolym, då enbart filter måste fraktas till labb. Detta var dock inte möjligt utifrån projektets avgränsningar. Att öka provvolymen för mycket hade potentiellt lett till att antalet partiklar hade ökat såpass mycket att filter satts igen eller att tiden för mikroskoperingen ökat orealistiskt mycket. Därför rekommenderas att undersöka metoder som möjliggör större provvolym i framtida studier.

Denna studie hade inte varit möjlig utan personal på avfallsanläggningarna som utförde provtagningen. Optimalt hade dock varit om samma person som genomfört de visuella analyserna också genomfört provtagningen. Detta för att bättre förstå hur provtagningen gått till, få en helhetsbild över alla potentiella kontaminationsrisker samt kunna eliminera så många kontaminationsrisker som möjligt. Vid provtagning skulle även flödesproportionerlig provtagning eventuellt kunna vara mer optimal. Eftersom endast en av de åtta avfallsanläggningarna hade flödesproportionerlig provtagning på både obehandlat och behandlat lakvatten var provtagningsmetoden inte möjlig i denna studie.

5.4 FÖRSLAG PÅ VIDARE STUDIER

Eftersom studier på mikroplastavskiljning i avloppsreningsverk, spillvattenvåtmarker och dagvattendammar har visat på $\geq 70\%$ mikroplastavskiljning (Jönsson, 2016; Magnusson *et al.*, 2016; Haikonen *et al.*, 2017) är det möjligt att obehandlat lakvatten, eller lakvatten ej renat efter nuvarande svenska miljökrav, kan vara en betydande källa till mikroplaster i Sverige och globalt. För att bedöma om de låga koncentrationerna mikroplaster i de behandlade lakvattenproverna berodde på hög avskiljningsgrad i vattenreningsanläggningarna eller låga halter i det orenade lakvattnet vore det därför intressant att utföra en studie där även obehandlat lakvatten analyseras.

Det rekommenderas även att undersöka hur läget ser ut globalt vid deponier som inte har samma miljökrav med avseende på vad som får deponeras samt reningen av lakvattnet. Vad andra förhållanden, exempelvis väder, årstid och temperatur, har för inverkan på mikroplastutsläpp från deponier vore också intressant att undersöka. Vad skulle exempelvis en så kallad "first flush" ha för inverkan på mikroplast-utsläpp från deponier efter en lång period av torka? Det vore även intressant med studier som ökar kunskapsläget om nedbrytningsprocesserna av plast i deponier.

För Högsbo sorteringsanläggning erhöles högst mikroplastkoncentrationer, men beräkningar på Högsbos koncentrationer indikerar att mikroplastutsläppen via behandlat lakvatten från sorteringsanläggningar också är obetydliga jämfört med andra svenska källor. Vidare studier på fler sorteringsanläggningar behövs för att bekräfta detta. Möjligheten finns dessutom att obehandlat lakvatten, eller lakvatten ej renat efter nuvarande svenska miljökrav, kan vara en betydande källa till mikroplaster globalt. Därför vore det intressant med studier på mikroplastutsläpp från sorteringsanläggningar där lakvattnet inte behandlas till samma grad som vid Högsbo sorteringsanläggning.

För metoderna använda i denna studie rekommenderades endast undersökning av mikroplaster ≥ 100 mikrometer (Magnusson, 2017b). Vid vidare studier vore det intressant att även undersöka mindre mikroplaster med tanke på att Magnusson (2017a) hittade ungefär

tio gånger fler mikroplastpartiklar på filter med en porstorlek av 50 mikrometer jämfört med 100 mikrometer. Detta scenario undersöks med NAG:s projekt som ska vara klart i slutet av augusti 2018 (Naturvårdsverket, 2017b).

6 SLUTSATSER

I denna studie var mikroplastkoncentrationerna i lakvattenproverna från avfallsanläggningarna med deponier lika stora eller mindre än koncentrationerna i referensproverna. Resultaten indikerade därför att behandlat lakvatten från avfallsanläggningar med deponier sannolikt innehåller låg eller ingen halt mikroplast ≥ 100 mikrometer. Mängdberäkningar baserade på mikroplastkoncentrationerna indikerade att eventuella mikroplastutsläpp via behandlat lakvatten från svenska avfallsanläggningar med deponier antagligen är obefintliga eller maximalt i storleksordningen tiotals kilogram per år. Detta gör behandlat lakvatten obetydligt i förhållande till andra kända mikroplastkällor i Sverige. För att utgöra betydande massflöden ur ett nationellt perspektiv hade halterna behövt vara åtminstone 100 till 1 000 gånger högre.

Behandlat lakvatten från studiens enda avfallsanläggning utan deponi innehöll mikroplastkoncentrationer som var en tiopotens högre än i referensprovet, vilket indikerar att annan avfallsverksamhet än deponering eventuellt kan vara en källa till mikroplaster i lakvatten. Mängdberäkningar baserade på mikroplastkoncentrationerna indikerade att eventuella mikroplastutsläpp via behandlat lakvatten från sorteringsanläggningar utan deponi maximalt är i storleksordningen tiotals kilogram per år. Detta gör även behandlat lakvatten från sorteringsanläggningar obetydligt i förhållande till andra kända mikroplastkällor. Då resultaten för sorteringsanläggningen enbart är baserat på ett stickprov från en anläggning behövs studier på fler anläggningar för att bekräfta resultaten.

Ett delsyfte med studien var att analysera förekomsten av plastadditiver i lakvattenproverna för att undersöka eventuella samband mellan additivhalt och mikroplasthalt. Detta med förhoppningen att kunna beräkna mikroplasmängd utifrån additivmängd. Sammanställning av avfallsanläggningarnas tidigare utförda additivanalyser visade dock att analysresultaten oftast varit under detektionsgränsen. Många additiver används dessutom i annat än bara plast. Detta i kombination med att mikroplast kvantifieras i antal och inte vikt gjorde att slutsatsen drogs att additivanalyser inte skulle kunna ge svar på eventuell korrelation mellan additivhalt och mikroplasthalt.

Det är viktigt att understryka att endast mikroplaster ≥ 100 mikrometer undersöktes i denna studie. Därmed går det inte att dra några slutsatser om behandlat lakvatten är en utsläppskälla till mikro- och nanoplast mindre än 100 mikrometer. Det är även viktigt att betona att endast behandlat lakvatten har undersökts. Mikroplastutsläpp kan inte uteslutas från avfallsanläggningar där obehandlat lakvatten släpps ut i vattendrag. Dessutom finns det risk för att förekomst av mikroplaster i lakvatten kan öka med tiden i takt med att materialet åldras och sönderdelas. Därför är det viktigt att studera förekomst av mikroplaster i lakvatten även i framtiden.

REFERENSER

- Adamcová, D. & Vaverková, M. D. (2016). New polymer behavior under the landfill conditions. *Waste and Biomass Valorization*, 7(6), s. 1459–1467.
- Adefjord, M. (2017). Utredningsingenjör, Uppsala Vatten och Avfall AB. *Avfalls- och lakvattenhantering på Hovgårdens avfallsanläggning*. [E-post 2017-12-21]
- Ahlqvist, K. (2017). Avfallsingenjör. Njudung Energi. *Avfalls- och lakvattenhantering på Flishults avfallsanläggning*. [E-post 2017-12-19 & telefonsamtal 2017-12-21]
- ALcontrol (2017). Analysrapport - GLPU1217 Tekniska Verken.
- ALS (2014). Analysrapport - L3 Löt.
- ALS (2017). Analysrapport - Hovgården, A1 (2031).
- ALS (2018). *Mikroplaster i vatten*. [Internetreferens]. Tillgänglig: <https://www.alsglobal.se/media-se/pdf/mikroplaster-i-vatten.pdf>. [Hämtad 2018-05-31].
- Andrady, A. L. (2003). *Plastics and the environment*. Wiley-Interscience. ISBN 978-0-471-09520-0.
- Andrady, A. L., Hamid, H. S. & Torikai, A. (2003). Effects of climate change and UV-B on materials. *Photochemical & Photobiological Sciences*, 2(1), s. 68–72.
- Avfall Sverige (2012). *Avfall Sveriges deponihandbok - Reviderad handbok för deponering som en del av modern avfallshantering*. (Rapport D2012:02).
- Avfall Sverige (2016). *Trender för avfallsanläggningar med deponi. Statistik 2008-2014*. (ISSN 1103-4092).
- Avfall Sverige (2017). *Partiklar i lakvatten från deponier och förorenade vatten från avfallsupplag - betydelse och avskiljning*. (2017:07).
- Barck-Holst, E. (2017). Utredningsingenjör, Uppsala Vatten och Avfall AB. *Avfalls- och lakvattenhantering på Hovgårdens avfallsanläggning*. [E-post 2017-12-21]
- 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 of London B: Biological Sciences*, 364(1526), s. 1985–1998.
- Berg, B. E. (2012). *Miljøgifter i sigevann fra norske avfallsdeponi for ordinært avfall* [Internetreferens]. Avfall Norge. (ISBN: 82-8035-094-2).
- Bergh, L. (2018). Utvecklingsingenjör, Vafab. *Avfalls- och lakvattenhantering på Gryta avfallsanläggning*. [E-post 2018-01-11]
- Bergmann, M., Gutow, L. & Klages, M. (Redaktörer) (2015). *Marine anthropogenic litter*. Cham: Springer International Publishing. ISBN 978-3-319-16509-7.
- Bergmann, M., Sandhop, N., Schewe, I. & D'Hert, D. (2016). Observations of floating anthropogenic litter in the Barents Sea and Fram Strait, Arctic. *Polar Biology*, 39(3), pp 553–560.

- Blidberg, E. & Leander, E. (2017). *Plug the marine litter tap - A pilot study on potential marine litter sources in urban areas* [Internetreferens]. Danmark: Nordiska Ministerrådet. Tillgänglig: <http://norden.diva-portal.org/smash/record.jsf?pid=diva2:1080718>. [Hämtad 2017-10-02].
- Carr, S. A., Liu, J. & Tesoro, A. G. (2016). Transport and fate of microplastic particles in wastewater treatment plants. *Water Research*, 91, s. 174–182.
- Eurofins (2017a). Analysrapport - FA kontrolldamm Flishult.
- Eurofins (2017b). Analysrapport - Gryta L0.
- Frändegård, P., Krook, J., Svensson, N. & Eklund, M. (2013). Resource and Climate Implications of Landfill Mining - A case study of Sweden. *Journal of Industrial Ecology*, 17(5), s. 742–755.
- GESAMP (2015). Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment: a global assessment. (Kershaw, P. J., Ed) [Internetreferens], IMO/FAO/Unesco-IOC/WMO/IAEA/UN/UNEP Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection (GESAMP)(90). Tillgänglig: http://wedocs.unep.org/bitstream/handle/20.500.11822/9545/-Sources%2c_Fate_and_Effects_of_Microplastics_in_the_Marine_Environment_A_Global_Assessment.pdf?sequence=2&isAllowed=y. [Hämtad 2017-09-15].
- GESAMP (2016). Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment: part 2 of a global assessment. (Kershaw, P. J. & Rochman, C. M., Eds) [Internetreferens], IMO/FAO/Unesco-IOC/WMO/IAEA/UN/UNEP Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection (GESAMP)(93). Tillgänglig: <http://agris.fao.org/agris-search/search.do?recordID=XF2017002714>. [Hämtad 2017-09-21].
- Geyer, R., Jambeck, J. R. & Law, K. L. (2017). Production, use, and fate of all plastics ever made. *Science Advances*, 3(7), p e1700782.
- Google Maps (2017). Satelitkarta. [Hämtad 2017-10-10].
- Haikonen, K., Fång, J. & Thorsén, G. (2017). *Mikroplaster och läkemedel Mariehamns stad 2017 - Datasammanställning*. IVL Svenska Miljöinstitutet.
- Hammar, M. (2017). Miljö- och utvecklingsingenjör, Tekniska verken. *Avfalls- och lakvattenhantering på Gärtad avfallsanläggning*. [E-post 2017-12-20].
- Hartman, C. & Brandmyr, E. (2018). Lakvatten som spridningskälla för mikroplast. [Kandidatarbete]
- 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*, 46(6), s. 3060–3075.
- Hässleholm Miljö AB (2011). *Karakterisering av lakvatten - Hässleholms kretsloppscenter*.
- Hässleholm Miljö AB (2017). *Miljörapport 2016 för Hässleholms kretsloppscenter*.

- Jambeck, J. R., Geyer, R., Wilcox, C., Siegler, T. R., Perryman, M., Andrady, A., Narayan, R. & Law, K. L. (2015). Plastic waste inputs from land into the ocean. *Science*, 347(6223), s. 768–771.
- JPI Oceans (2017). *BASEMAN - Defining the baselines and standards for microplastics analyses in European waters* [Internetreferens]. The Joint Programming Initiative Healthy and Productive Seas and Oceans (JPI Oceans).
- Jönsson, R. (2016). *Mikroplast i dagvatten och spillvatten - Avskiljning i dagvattendammar och anlagda våtmarker*. Institutionen för geovetenskaper, Uppsala Universitet. (ISSN 1401-5765). [Examensarbete]
- Jönsson, R. (2017). *Pilottest för metodik till mikroplastprovtagning i lakvatten*. WRS AB.
- Kilponen, J. (2016). *Microplastics and harmful substances in urban runoffs and landfill leachates - Possible emission sources to marine environment*. Lahti University of Applied Sciences. [Kandidatarbete]
- Kühn, S., van Werven, B., van Oyen, A., Meijboom, A., Bravo Rebolledo, E. L. & van Franeker, J. A. (2017). The use of potassium hydroxide (KOH) solution as a suitable approach to isolate plastics ingested by marine organisms. *Marine Pollution Bulletin*, 115(1), s. 86–90.
- Larsson, P. (2018). Miljöspecialist, SÖRAB. *Avfalls- och lakvattenhantering på Löt avfallsanläggning*. [E-post 2018-01-11 & 12]
- Lassen, C., Hansen, S. F., Magnusson, K., Hartmann, N. B., Rehne Jensen, P., Nielsen, T. G. & Brinch, A. (2015). *Microplastics: occurrence, effects and sources of releases to the environment in Denmark* [Internetreferens]. Köpenhamn: Danish Environmental Protection Agency. (ISBN: 978-87-93352-80-3).
- Magnusson, K. (2017a). *Mikroplast och andra antropogena partiklar i vatten, sediment och musslor från Hanöbukten* [Internetreferens]. IVL Svenska Miljöinstitutet. (Nr C 266).
- Magnusson, K. (2017b). Ekotoxikolog, IVL Svenska Miljöinstitutet. *Storleksintervall mikroplaster*. [Telefonsamtal 2017-09-25]
- 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* [Internetreferens]. IVL Svenska Miljöinstitutet. ((Reviderad mars 2017); IVL Rapport C 183).
- Magnusson, K. & Norén, F. (2011). *Mikroskopiskt skräp i havet - metodutveckling för miljöövervakning* [Internetreferens]. N-research.
- Magnusson, K. & Wahlberg, C. (2014). *Mikroskopiska skräppartiklar i vatten från avloppsreningsverk* [Internetreferens]. IVL Svenska Miljöinstitutet. (NR B 2208).
- Mato, Y., Isobe, T., Takada, H., Kanehiro, H., Ohtake, C. & Kaminuma, T. (2001). Plastic resin pellets as a transport medium for toxic chemicals in the marine environment. *Environmental Science & Technology*, 35(2), s. 318–324.

- MERI (n.d.). *Guide to microplastic identification* [Internetreferens]. Marine & Environmental Research Institute (MERI).
- Mintenig, S. (2014). *Microplastic in plankton of the North- and Baltic Sea*. Universität Oldenburg, ICBM.
- Naturvårdsverket (2011). *Inventering, undersökning och riskklassning av nedlagda deponier*. Naturvårdsverket. (ISSN 0282-7298).
- Naturvårdsverket (2017a). *Mikroplaster - Redovisning av regeringsuppdrag om källor till mikroplaster och förslag på åtgärder för minskade utsläpp i Sverige* [Internetreferens]. Naturvårdsverket. (Rapport 6772, ISSN 0282-7298, ISBN 978-91-620-6772-4).
- Naturvårdsverket (2017b). *The Swedish EPA calls for tenders regarding analysis of microplastics in landfill leachate, on behalf of The Nordic Council of Ministers waste group, NWG*. Naturvårdsverket. (Case no. NV-01475-17).
- NFS 2004:4
- Njudung Energi (2017). *Kontrollprogram - Flishults avfallsanläggning*.
- Norén, F. (2007). *Small plastic particles in coastal Swedish waters* [Internetreferens]. N-research.
- Norén, F., Ekendahl, S. & Johansson, U. (2009). *Mikroskopiska antropogena partiklar i Svenska hav* [Internetreferens]. N-research.
- Norén, F., Norén, K. & Magnusson, K. (2014). *Marint mikroskopiskt skrap - Undersökning längs svenska västkusten 2013 & 2014* [Internetreferens]. IVL Svenska Miljöinstitutet. (ISSN: 1403-168X).
- PlasticsEurope. *Plastics - the facts 2016*. [Internetreferens] (2016) (PlasticsEurope). Tillgänglig: <http://www.plasticseurope.org/Document/plastics---the-facts-2016-15787.aspx?FolID=2>. [Hämtad 2017-10-20].
- SFS 2001:512. Deponeringsforordningen.
- SFS 2011:927. Avfallsforordningen.
- Shah, A. A., Hasan, F., Hameed, A. & Ahmed, S. (2008). Biological degradation of plastics: A comprehensive review. *Biotechnology Advances*, 26(3), s. 246–265.
- Singh, B. & Sharma, N. (2008). Mechanistic implications of plastic degradation. *Polymer Degradation and Stability*, 93(3), s. 561–584.
- SPIF (2007). *Plastteknisk ordbok* [Internetreferens]. Svensk Plastindustriforening (SPIF).
- Statistiska Centralbyran. *Total tillford och atervunnen mängd förpackningar uppdelat efter forpackningsslag, tabellinnehall och ar*. [Internetreferens] (2017) (Statistikdatabasen). Tillgänglig: <http://www.statistikdatabasen.scb.se/sq/47417>. [Hämtad 2018-03-07].

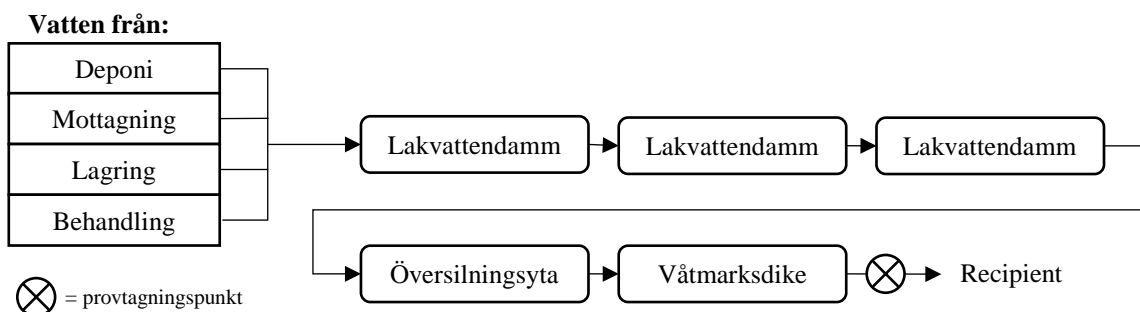
- Stöllman, A. (2017). Miljöingenjör, Renova AB. *Avfalls- och lakvattenhantering på Högsbo sorteringsanläggning*. [E-post 2017-12-21]
- Sundt, P., Schulze, P.-E. & Syversen, F. (2014). *Sources of microplastic-pollution to the marine environment* [Internetreferens]. Mepex Consult AS for the Norwegian Environment Agency (Miljødirektoratet). (M-321|2015).
- Sundt, P., Syversen, F. & Skogesal, O. (2013). *Økt utnyttelse av ressursene i plastavfall* [Internetreferens]. Mepex Consult AS på oppdrag av Klima- og forurensningsdirektoratet på oppdrag av Miljøverndepartementet. (TA-2956).
- Talvitie, J. & Heinonen, M. (2014). *Preliminary study on synthetic microfibers and particles at a municipal waste water treatment plant* [Internetreferens]. HELCOM. (BASE project 2012-2014).
- Tykesson Nilsson, Å. (2017a). Miljöstrategi, Dåva deponi och avfallscenter. *Avfalls- och lakvattenhantering på Dåva deponi och avfallscenter*. [E-post 2017-12-20].
- Tykesson Nilsson, Å. (2017b). *Miljörapport för 2016 textdel - Dåva deponi och avfallsanläggning*. Dåva deponi och avfallscenter. (Version 2).
- Uppsala Vatten och Avfall (2017). *Miljörapport 2016 - Hovgårdens avfallsanläggning*.
- Vessling, S. (2018). Miljösamordnare, Hässleholm Miljö AB. *Avfalls- och lakvattenhantering på Hässleholms kretsloppscenter*. [E-post 2018-01-17]
- Webb, H. K., Arnott, J., Crawford, R. J. & Ivanova, E. P. (2012). Plastic Degradation and Its Environmental Implications with Special Reference to Poly(ethylene terephthalate). *Polymers*, 5(1), s. 1–18.

BILAGA A. AVFALLSANLÄGGNINGARNA I STUDIEN

Dåva deponi och avfallscenter

På Dåva deponi och avfallscenter (Dåva DAC) i Umeå deponeras ungefär 30 000 ton farligt avfall och 30 000 ton icke-farligt avfall årligen. De vanligaste avfallstyperna på anläggningen är askor från värmeverk, förorenade jordmassor samt utsorterat bygg- och industriavfall (Tykesson Nilsson, 2017b). Gällande plastavfall deponerades 52 ton PVC-rör och fyra ton spill från PVC-tillverkning år 2016. Mellan år 1974 och 2008 deponerades avfall i en IFA-deponi som nu håller på sluttäckas. Vid nuvarande IFA-deponi och FA-deponi påbörjades deponering 2009 respektive 2007 (Tykesson Nilsson, 2017a).

Lakvattenanläggningen på Dåva DAC består av tre seriekopplade lakvattendammar följt av en översilningsyta och ett våtmarksdike (figur A). Vintertid ersätts översilningsytan och våtmarksdiket av ett reningsverk där vattnet renas kemiskt (Tykesson Nilsson, 2017a). Efter rening rinner vattnet genom ett fem kilometer långt dikessystem genom skog, åkermark och myrar innan det når recipienten Tavleån. År 2013 till 2016 varierade mängden behandlat lakvatten mellan 69 000 och 113 000 kubikmeter. Runt 70 % av det behandlade lakvattnet kommer från IFA-deponin (Tykesson Nilsson, 2017b).



Figur A: Flödesschema över lakvattenreningen på Dåva DAC i Umeå, skapad utifrån Tykesson Nilsson (2017b) och personlig kommunikation med Tykesson Nilsson (2017a).

Flera av anläggningens lagrings- och behandlingsytor är anslutna till lakvattensystemet. På lagringsytorna lagras bland annat slag från avfallsförbränning, rötat avloppsslam, kompost och förorenad jord. På delvis samma ytor sker behandling av fast avfall, exempelvis sortering av icke-brännbart avfall, kompostering av trädgårdsavfall och reningsverksslam samt stabilisering av förorenade jordar. På anläggningen sker ingen sortering av brännbart avfall (Tykesson Nilsson, 2017a). Lakvattenanläggningen tar också emot behandlat vatten från en avvattningsanläggning som behandlar flytande avfall från bland annat oljeavskiljare, rännstensbrunnar och tvättrännor. Innan avledning till lakvattensystemet har oljeavskiljning och rening via ultrafiltrering skett (Tykesson Nilsson, 2017b). Ultrafiltret har en porstorlek på 50 nanometer (Tykesson Nilsson, 2017a).

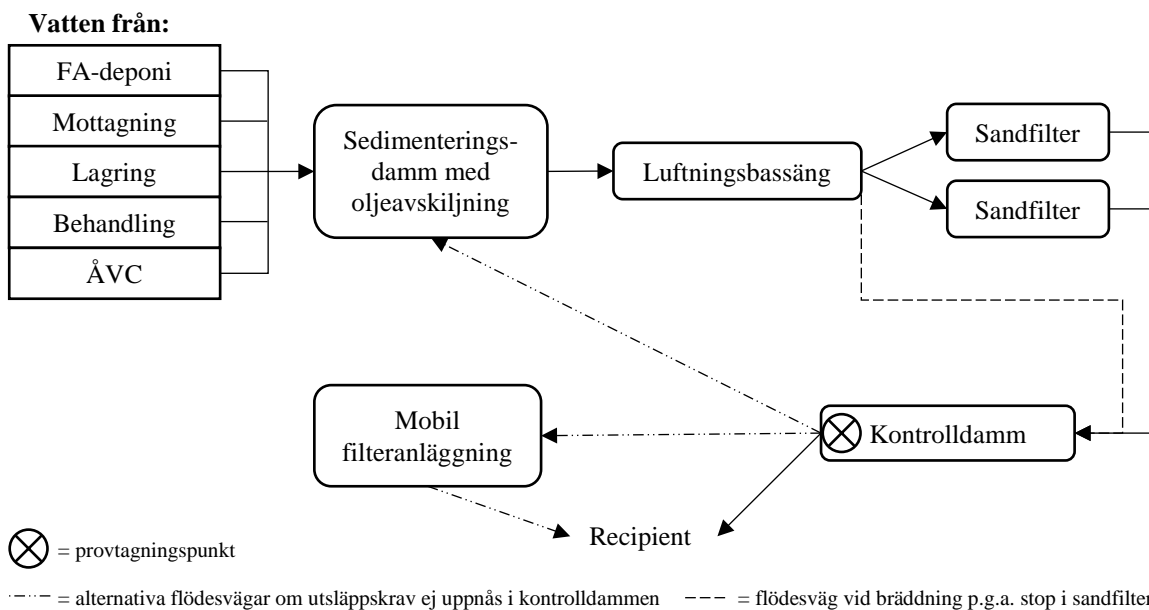
Flishults avfallsanläggning

Flishults avfallsanläggning i Vetlanda har två deponier: en för farligt avfall och en för icke-farligt avfall. FA-deponin har varit i bruk sedan 2007 (Njudung Energi, 2017a). Årligen får 100 000 ton farligt avfall tas emot, behandlas eller lagras. Totalt får 75 000 kubikmeter farligt avfall deponeras i FA-deponin (Njudung Energi, 2017b). Behandling inkluderar ytor för att flisa impregnerat trä och behandla förorenade jordar (Njudung Energi, 2017a). Ingen plast

Bilaga A

deponeras avsiktligt på anläggningen och det huvudsakliga flödet av plast sker via återvinningscentralen, från vilken vattnet från inte renas lokalt (Ahlqvist, 2017).

Det är endast lakvatten från deponering, mottagning, lagring och behandling av farligt avfall som renas lokalt (Njudung Energi, 2017a). Reningsstegen består av en sedimenteringsdamm, luftningsbassäng, sandfilter och en kontrolldamm (figur B). Sanden i sandfiltret har en kornstorlek på två millimeter (Ahlqvist, 2017).



Figur B: Flödesschema över reningsstegen för lakvatten på Flishults avfallsanläggning i Vetlanda, skapad utifrån Njudung Energi (2017a; b) och personlig kommunikation med Ahlqvist (2017).

Om utsläppsgrensvärdena inte uppfylls finns möjlighet att pumpa tillbaka vattnet till sedimenteringsdammen eller leda det till en mobil filteranläggning. Denna filteranläggning var inte påkopplad vid provtagning av lakvatten i denna studie. Efter lokal rening släpps lakvattnet satsvis till ett dike innan det når Kroppån fyra kilometer nedströms (Njudung Energi, 2017a). Från år 2005 till 2016 har mellan ungefär 3 000 och 11 000 kubikmeter behandlat lakvatten släppts ut till recipient årligen, med ett medelvärde av 6 000 kubikmeter per år (Ahlqvist, 2017).

IFA-deponin har använts till avfall från hushåll och industri sedan år 1974. Lakvatten från IFA-deponin och lakvatten från övrig avfallsverksamhet behandlas i lakvattendammar innan vidare rening i Vetlandas avloppsreningsverk (Njudung Energi, 2017a). Därför har endast lakvatten från FA-deponin inkluderats i denna studie.

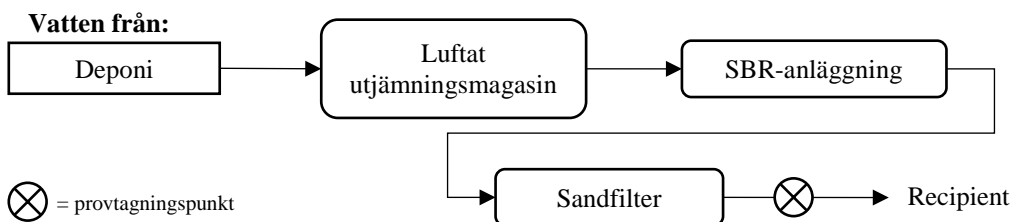
Gryta avfallsanläggning

På Gryta avfallsanläggning i Västerås finns två deponiområden: ett nytt som togs i bruk år 2009 samt ett gammalt som togs i bruk år 1969 och som håller på att sluttäckas. Idag deponeras allt avfall på det nya deponiområdet (Bergh, 2018). Det nya deponiområdet har tillstånd att deponera både farligt och icke-farligt avfall, högst 80 000 respektive 150 000 ton årligen. Sluttäckning av den gamla deponin sker successivt fram tills år 2027

Bilaga A

(VafabMiljö, 2017). Plast deponeras endast i undantagsfall på anläggningen idag. Däremot kan större mängder plast förekomma i den äldre deponin, då främst hushålls- och verksamhetsavfall har deponerats där (Bergh, 2018).

På avfallsanläggningen sker även sortering, behandling och lagring av avfall, men lakvatten från dessa verksamheter leds till det kommunala avloppsreningsverket. Endast lakvatten från den gamla och nya deponin renas lokalt (Bergh, 2018). Den lokala lakvattenreningen består av ett luftat utjämningsmagasin, en anläggning för satsvis biologisk rening (SBR-anläggning) och ett sandfilter (figur C).



Figur C: Flödesschema över lakvattenreningen på Gryta avfallsanläggning i Västerås, skapad utifrån VafabMiljö (2017) personlig kommunikation med Bergh (2018).

Behandlat lakvatten leds till recipienten Svartån som sedan rinner ut i Mälaren (VafabMiljö, 2017). SBR-anläggningen togs i drift 2016 och är dimensionerad för ett årligt flöde av 130 000 kubikmeter. Vid eventuell bräddning leds lakvattnet till det kommunala avloppsreningsverket (Bergh, 2018).

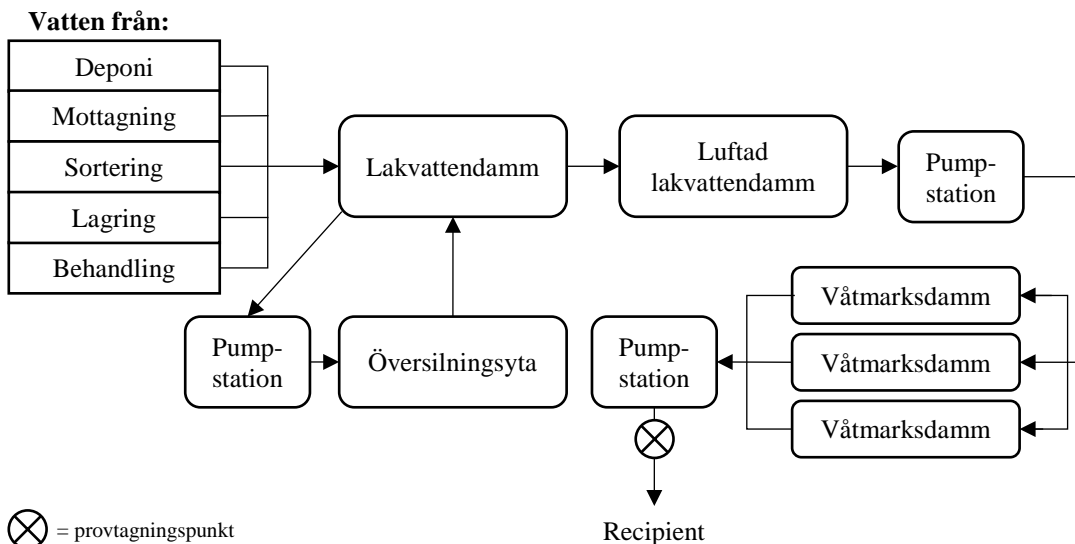
Gärstad avfallsanläggning

På Gärstad avfallsanläggning i Linköping sker mottagning, sortering, lagring, behandling och deponering av avfall. (Tekniska verken, 2017). Deponering påbörjades år 1973. Deponin är en IFA-deponi med två deponiceller avsedda för farligt avfall. Ingen plast deponeras på anläggningen, men vid hantering av avfall som lagras sprids plastfragment över området som kan hamna i lakvattendiken. Främst sker plastspridning från öppning av balat avfallsbränsle. I Linköping har avfall förbränts sedan år 1958, vilket gör att inte mycket plast har deponerats på anläggningen (Hammar, 2017). Idag deponeras främst bygg- och rivningsavfall samt aska från energiutvinning. På anläggningen finns tillstånd att deponera 200 000 ton icke-farligt avfall och 50 000 farligt avfall. År 2016 deponerades ungefär 15 000 ton icke-farligt avfall och 200 ton farligt avfall (Tekniska verken, 2017).

Industri- och hushållsavfall lagras på anläggningen innan det går till förbränning. De senaste två åren (2015 och 2016) har 1 000 respektive 1 600 ton plast och gummi lagrats årligen. Dessutom lagras och behandlas även förbränningsaska, farligt avfall, förorenade jordmassor samt farligt och icke-farligt flytande avfall på anläggningen (Tekniska verken, 2017).

Lakvatten från alla avfallsverksamheter på anläggningen renas gemensamt (Hammar, 2017). Lakvattenreningen sker i flertalet dammar samt med hjälp av en översilningsyta (figur D). Översilningsytans huvudsakliga syfte är att gynna nitrifikation medan våtmarksdammarna möjliggör denitrifikation. Behandlat lakvatten leds via Kallerstaddiket till recipienten Stångån (Tekniska verken, 2017). Från år 2012 till 2016 har mellan 160 000 och 264 000 kubikmeter behandlat lakvatten släppts ut till recipient årligen, med ett medelvärde av

218 000 kubikmeter per år. Lakvattenrensningens styrsystem och buffertkapacitet gör att det inte finns någon risk för bräddning (Hammar, 2017).



Figur D: Flödesschema över reningsstegen för lakvatten på Gärstad avfallsanläggning i Linköping, skapad utifrån Tekniska verken (2017) och personlig kommunikation med Hammar (2017).

Hovgårdens avfallsanläggning

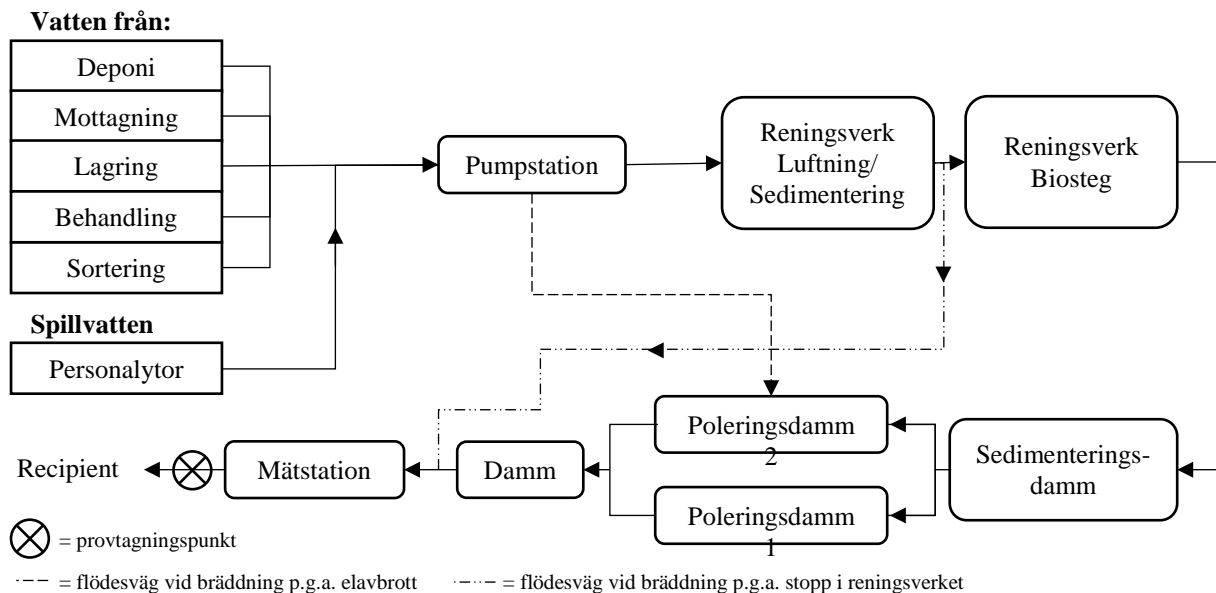
På Hovgårdens avfallsanläggning utanför Uppsala sker deponering av ej återvinningsbart och obrännbart bygg- och industriavfall. Under 2016 deponerades 12 150 ton avfall, vilket är 5 % av den totalt mottagna mängden. År 2015 och 2014 var denna siffra 10 500 respektive 3 850 ton (Uppsala Vatten och Avfall, 2017). Deponering har skett sedan år 1971 och sluttäckning pågår för en etapp av deponin (Adefjord, 2017). Övriga avfallsverksamheter som sker på anläggningen är sortering, lagring och behandling. Sortering sker främst av trä och brännbart avfall. Sortering, behandling och lagring av kompost sker också på anläggningen. Träavfall och brännbart avfall lagras på anläggningen innan transport till energiåtervinning. Dessutom lagras avloppsslam (Uppsala Vatten och Avfall, 2017). På anläggningen avvattnas även slam från gatubrunnar och sand. Förorenade massor behandlas på anläggningen, främst oljeskadade schaktmassor (Barck-Holst, 2017).

Historiskt sett har väldigt små mängder plast deponerats på anläggningen medan hushållsavfall aldrig har deponerats. Flödena av plast förekommer främst på lagringsytor vid lagring av brännbart avfall och kompost (Adefjord, 2017). Exempelvis sorterades 400 ton plast ut från komposten år 2016 (Uppsala Vatten och Avfall, 2017).

På Hovgårdens avfallsanläggning sker lakvattenrensningen i ett reningsverk samt i olika dammar (figur E). Även spillvatten från personalytor är påkopplat på vattenreningsanläggningen (Uppsala Vatten och Avfall, 2017). Spillvattnet utgör mindre än 0,5 % av det totala flödet till reningsstegen. Huvuddelen av flödena (60–70 %) kommer från deponin. Vatten från lagring av slam och behandling av förorenade massor leds genom en slamavskiljare, två seriekopplade dammar samt två parallella sedimenteringsdammor innan det kopplas ihop med resterande lakvattenrensning. Vatten från sandavvattning leds till samma sedimenteringsdammor innan det kopplas ihop med resterande lakvattenrensning (Barck-Holst,

Bilaga A

2017). Spillvattnet samt vattnet från sorteringsplattan renas i en trekammarbrunn innan påkoppling till resterande system (Uppsala Vatten och Avfall, 2017).



Figur E: Flödesschema över reningsstegen för lakvatten på Hovgårdens avfallsanläggning i Uppsala, skapad utifrån Uppsala Vatten och Avfall AB (2017) samt personlig kommunikation med Adefjord (2017) och Barck-Holst (2017).

Behandlat lakvatten släpps ut i Hovgårdsbäcken där det via Lissån och Tomtaån når recipienten Funbosjön. De senaste tre åren har mängden behandlat lakvatten varit mellan 192 000 och 204 000 kubikmeter per år (Uppsala Vatten och Avfall, 2017).

Hässleholms kretsloppscenter

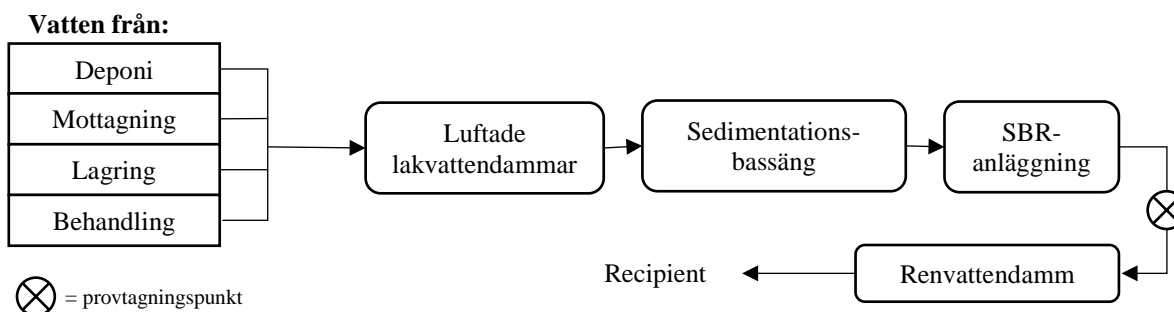
På Hässleholms kretsloppscenter (HKC) finns totalt tre deponier: en aktiv FA-deponi, en aktiv IFA-deponi och en gammal IFA-deponi som håller på att sluttäckas. Deponering påbörjades år 1979 i den gamla IFA-deponin. Tillstånd finns för att årligen deponera 150 000 ton icke-farligt avfall och 40 000 ton farligt avfall (Vessling, 2018).

Innan deponeringsförbuden mot plast trädde i kraft deponerades med stor sannolikhet plast på anläggningen. Idag sker de främsta flödena av plast via mottagning och lagring av källsorterad plast samt i samband med lagring av brännbart avfall innan fjärrvärmeproduktion (Vessling, 2018). Tillstånd finns för att deponera 2 000 ton PVC-plast men år 2016 deponerades ingen PVC (Hässleholm Miljö AB, 2017a). Det finns även tillstånd att hantera IFA-klassat reningsverksslam innehållande rester av PVC, som behandlas genom stabilisering innan deponering (Vessling, 2018). Övriga avfallsverksamheter på anläggningen är behandling av farligt avfall och lagring av farligt och icke-farligt avfall. Lagring sker främst av brännbart avfall, återvinningsmaterial och organiskt avfall. Behandling sker främst av förorenade massor och flytande oljehaltigt avfall (Hässleholm Miljö AB, 2017a).

Förorenat vatten från mottagning, lagring, behandling samt deponering av avfall renas lokalt (Hässleholm Miljö AB, 2017a). Lakvattenreningen består av långtidsluftning i lakvattendamm, sedimentering i en sedimentationsbassäng samt biologisk rening med

Bilaga A

fosfor- och kväveavskiljning i en SBR-anläggning (figur F). Oljeförorenat vatten renas i en oljebehandlingsanläggning innan det kopplas ihop med resterande lakvattensystem (Vessling, 2018).



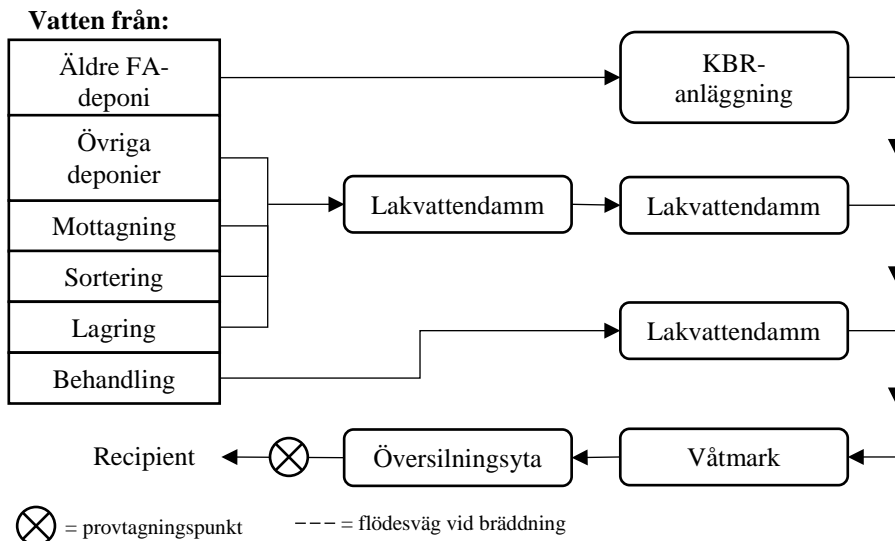
Figur F: Flödesschema över reningsstegen för lakvatten på Hässleholms kretsloppscenter, skapad utifrån Hässleholm Miljö AB (2017a; b) och personlig kommunikation med Vessling (2018).

Mellan år 2012 och 2016 har 113 000 till 173 000 kubikmeter lakvatten behandlats på anläggningen årligen (Vessling, 2018). Behandlat lakvatten leds till Prästabäcken (Hässleholm Miljö AB, 2017a). Vid eventuell bräddning leds vattnet genom ett växtbeklätt område och silas genom en makadambädd (Vessling, 2018).

Löt avfallsanläggning

På Löt avfallsanläggning i Vallentuna sker mottagning, sortering, behandling, lagring och deponering av avfall (SÖRAB, 2017a). Deponering påbörjades år 1995 (Larsson, 2018). Tillstånd finns för att deponera 200 000 ton icke-farligt avfall och 30 000 ton farligt avfall. År 2016 deponerades runt 11 000 ton icke-farligt avfall och inget farligt avfall (SÖRAB, 2017a). Det finns fem deponietapper på anläggningen. Totalt finns 20,7 hektar deponiytor. Den äldre deponin utgör 15,9 hektar varav en tredjedel sluttäcktes under 2017 (SÖRAB, 2017b). Det finns inga uppgifter om hur mycket plast som deponerats historiskt. Antagligen finns det betydande plastmängder i deponierna, men dessa tros inte utgöra en stor andel av den totala mängden deponerat material (Larsson, 2018).

Lakvatten från anläggningens avfallsverksamheter renas genom ett antal lakvattendammar, en anläggning för kontinuerlig biologisk rening (KBR-anläggning), en översilningsyta och en våtmark (figur G). Mellan 96 000 och 139 000 kubikmeter lakvatten behandlas årligen i vattenreningsanläggningen, varav ungefär 30 000 kubikmeter kommer från IFA-deponin. Behandlat lakvatten leds till ett jordbruksdike som efter fyra kilometer når recipienten Jälnan (Larsson, 2018).



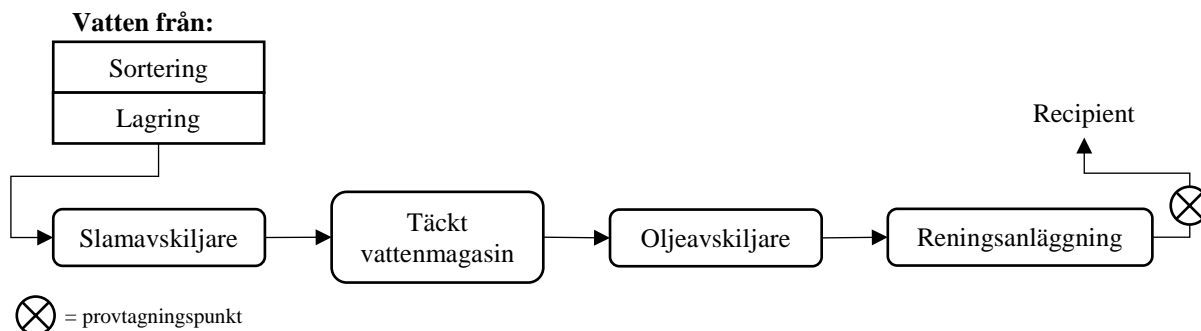
Figur G: Flödesschema över reningsstegen för lakvatten på Löt avfallsanläggning i Vallentuna, skapad utifrån SÖRAB (2017b) och personlig kommunikation med Larsson (2018).

Högsbo sorteringsanläggning

Högsbo sorteringsanläggning i Göteborg är den enda avfallsanläggningen utan deponi i denna studie. På anläggningen sker mottagning, sortering, krossning och omlastning av brännbart avfall och lagring av återvinningsmaterial. De material som lagras är exempelvis däck, vitvaror, trä, gips och metallskrot. Plastfraktioner som hanteras på anläggningen är främst plast bland det brännbara avfallet samt mindre mängder plaströr, framförallt PE- och PP-rör, som lagras i en container (Stöllman, 2017). Högst 125 000 ton avfall får sorteras och lagras på anläggningen årligen (Renova Miljö AB, 2017).

Rening av lakvatten från sorterings- och behandlingsytorna sker via en slamavskiljare, ett dagvattenmagasin, en oljeavskiljare och en reningsanläggning (figur H). I reningsanläggningen sker kemisk fällning och flockning, partikelavskiljning i en lamellseparator och slutligen rening med fyra påsfilter med en filterstorlek av 10 mikrometer (Renova Miljö AB, 2017; Stöllman, 2017). Ingen bräddning kan ske då vattnet lagras i vattenmagasinet vid höga flöden (Stöllman, 2017). Behandlat lakvatten släpps till det kommunala dagvattennätet som mynnar i en avskiljningsdamm vid Järnbrottsmotet. Därefter rinner vattnet i Stora ån innan sitt utlopp i havsviken Välen (Renova Miljö AB, 2017). Den årliga volymen behandlat lakvatten har varierat från ungefär 5 000 till 11 000 kubikmeter mellan år 2015 och 2017 (Stöllman, 2017).

Bilaga A



Figur H: Flödesschema över reningsstegen för lakvatten på Högsbo sorteringsanläggning i Göteborg, skapad utifrån Renova Miljö AB (2017) och personlig kommunikation med Stöllman (2017).

Referenser

- Adefjord, M. (2017). Utredningsingenjör, Uppsala Vatten och Avfall AB. *Avfalls- och lakvattenhantering på Hovgårdens avfallsanläggning*. [E-post 2017-12-21]
- Ahlqvist, K. (2017). Avfallsingenjör, Njudung Energi. *Avfalls- och lakvattenhantering på Flishults avfallsanläggning*. [E-post 2017-12-19 & telefonsamtal 2017-12-21]
- Barck-Holst, E. (2017). Utredningsingenjör, Uppsala Vatten och Avfall AB. *Avfalls- och lakvattenhantering på Hovgårdens avfallsanläggning*. [E-post 2017-12-21]
- Bergh, L. (2018). Utvecklingsingenjör, Vafab. *Avfalls- och lakvattenhantering på Gryta avfallsanläggning*. [E-post 2018-01-11]
- Hammar, M. (2017). Miljö- och utvecklingsingenjör, Tekniska verken. *Avfalls- och lakvattenhantering på Gärstad avfallsanläggning*. [E-post 2017-12-20].
- Hässleholm Miljö AB (2011). *Karakterisering av lakvatten - Hässleholms kretsloppscenter*.
- Hässleholm Miljö AB (2017a). *Miljörapport 2016 för Hässleholms kretsloppscenter*.
- Hässleholm Miljö AB (2017b). [Bilaga till Hässleholm Miljö AB, 2017a] *Miljörapport 2016 Hässleholms kretsloppscenter reningsverk*.
- Larsson, P. (2018). Miljöspecialist, SÖRAB. *Avfalls- och lakvattenhantering på Löt avfallsanläggning*. [E-post 2018-01-11 & 12]
- Njudung Energi (2017a). *Kontrollprogram - Flishults avfallsanläggning*.
- Njudung Energi (2017b). *Miljörapport 2016 textdel - Deponin för farligt avfall, Flishult avfallsanläggning*.
- Renova Miljö AB (2017). *Miljörapport 2016 - Högsbo sorteringsanläggning*.
- Stöllman, A. (2017). Miljöingenjör, Renova AB. *Avfalls- och lakvattenhantering på Högsbo sorteringsanläggning*. [E-post 2017-12-21]
- SÖRAB (2017a). *Miljörapport 2016 - Löt avfallsanläggning - Textdel*.
- SÖRAB (2017b). *Miljörapport 2016 - Löt avfallsanläggning: Lakvattenbilaga*.
- Tekniska verken (2017). *Miljörapport 2016 - Gärstad avfallsanläggning*.

Bilaga A

Tykesson Nilsson, Å. (2017a). Miljöstrategi, Dåva deponi och avfallscenter. *Avfalls- och lakvattenhantering på Dåva deponi och avfallscenter*. [E-post 2017-12-20].

Tykesson Nilsson, Å. (2017b). *Miljörapport för 2016 textdel - Dåva deponi och avfallsanläggning*. Dåva deponi och avfallscenter. (Version 2).

Uppsala Vatten och Avfall (2017). *Miljörapport 2016 - Hovgårdens avfallsanläggning*.

VafabMiljö (2017). *Miljörapport 2016 textdel - Gryta avfallsanläggning*.

Vessling, S. (2018). Miljösamordnare, Hässleholm Miljö AB. *Avfalls- och lakvattenhantering på Hässleholms kretsloppscenter*. [E-post 2018-01-17]

BILAGA B. PROVTAGNINGSSINSTRUKTIONER

Materiallista

- 11 st 5-liters plastdunkar med lock
- 1 st permanent markeringspenna
- 1 st provtagningskärl som rymmer 1 L, med tydlig gradering

Om det ej går att sänka ner provtagningskärlet för hand i en provpunkt kan detta behövas:

- Stav av passande längd
- Silvertejp

Generell information

Provtagning kommer att ske 5 arbetsdagar på raken. Alltså är det ok att börja med provtagning mitt i veckan och ta paus under helgen.

Av de 11 inköpta plastdunkarna används 4 för att samla in obehandlat lakvatten, hädanefter kallat 'inkommande vatten', och 4 för behandlat lakvatten, hädanefter kallat 'utgående vatten'. Två plastdunkar används till referensprov, vilket innebär att kranvatten används för dessa prover, men att vattnet går igenom samma "provtagningsprocedur" som proverna med lakvatten (detta beskrivs mer ingående nedan). Den sista plastdunken fylls med kranvatten och är till för att underlätta provtagningen.

Viktigt att tänka på

Mikroplaster och annat mikrokräp kan finnas överallt (t.ex. i luften eller på våra kläder och hud). Därför är det viktigt att provtagningen sker snabbt och effektivt och att locken till plastdunkarna endast hålls öppna så korta stunder som möjligt. Läs därför igenom provtagningsinstruktionerna och tänk igenom provtagningen noggrant innan provtagning påbörjas. Ha gärna nytvättade händer utan nagellack och undvik att bära kläder av fleece samt ull/ylle. Eftersom plastdunkarna är nya bedömer vi att de inte kommer hinna nötas ner i den grad att de kan ge ifrån sig mikroplaster, trots att de är av plast.

Det är viktigt att provpunkten för inkommande vatten är innan första reningssteget (men efter tillrinning av alla vattenflöden) och att provpunkten för utgående vatten är så nära efter sista reningssteget som möjligt. Med reningssteg menas sådant som kan ändra vattnets innehåll, t.ex. fördröjnings- och luftningsdammar, fällningssteg och översilningsytor.

Ifall att förlängningsstav behöver fästas vid provtagningskärlet för att sänka ner kärlet till vattennivån, försök att tejpa fast förlängningsstav så långt bort från kärlets öppning som möjligt.

Ta bilder på in- och utgående provpunkt så att det är tydlig vart provpunkterna är, för att eventuellt kunna upprepa studien. Ta gärna bilder som visar hur själva provtagningen går till också, då det vore det kul att inkludera några provtagningsbilder i min rapport (självklart kommer jag be om lov innan någon bild används).

Om fördröjningstiden i avfallsanläggningens reningssteg är mindre än 8 timmar, utför gärna provtagning av inkommande vatten på morgonen och provtagning av utgående vatten efter en tid som ungefär motsvarar fördröjningstiden.

Provtagningsinstruktioner

- I. Skriv avfallsanläggningens namn på alla 11 dunkar. Skriv "INKOMMANDE" på 4 plastdunkar, "UTGÅENDE" på 4 plastdunkar, "REFERENS PROV INKOMMANDE" på 1 dunk, "REFERENS PROV UTGÅENDE" på 1 dunk och "KRANVATTEN" på 1 dunk.
- II. Skölj ur varje 5 liters plastdunk och lock noga för att försäkra att dunkarna är rena från damm, mikroplaster och andra föroreningar som kan påverka provet. Använd minst 0,5 liter kranvatten per dunk för ursköljning (men inga rengöringsmedel).
- III. Efter ursköljning, fyll plastdunken märkt "KRANVATTEN" med kranvatten. Stäng dunkens lock så fort som den fyllts.

Provtagning inkommande vatten

1. Vid provtagningsplats för inkommande vatten, ställ fram de 5 plastdunkarna märkta med "INKOMMANDE" och "REFERENS PROV INKOMMANDE". Låt locken vara stängda.
2. Tejpa fast provtagningskärlet på förlängningsstaven om det ej går att komma åt provpunkten utan. Använd inte förlängningsstav om det inte verkligen behövs.
3. Skölj av in- och utsida av provtagningskärlet med vatten från dunken märkt "KRANVATTEN".
4. Efter ursköljning, fyll provtagningskärlet med inkommande lakvatten till 1 L-markeringen. Håll över lakvattnet från kärlet till en av plastdunkarna märkt "INKOMMANDE". Ta tid på hur lång tid fyllning av provtagningskärl och överföring till plastdunk tar. Se till att locket till plastdunken är öppet under så kort tid som möjligt. Skriv datum och ungefärligt klockslag för provtagning på dunkens sida. Upprepa proceduren för resterande 3 plastdunkar märkta med "INKOMMANDE".
5. Skölj av in- och utsidan av provtagningskärlet igen med vatten från dunken märkt "KRANVATTEN".
6. Efter ursköljning, fyll provtagningskärlet med kranvatten från dunken märkt med "KRANVATTEN" till 1 L-markeringen. Håll det fyllda provtagningskärlet i närheten av provpunkten för inkommande lakvatten (men utan att lakvatten kommer in i kärlet). Detta är för att se om partiklar i luften påverkar provet. Håll över kranvattnet från kärlet till plastdunken märkt "REFERENS PROV INKOMMANDE". Se till att locket till plastdunken är öppet under så kort tid som möjligt. Skriv datum och ungefärligt klockslag för provtagning på dunkens sida.
7. Förvara plastdunkarna mörkt och svalt för att inte påskynda materialens nedbrytning.
8. Upprepa steg 4–10 en gång per dag 5 arbetsdagar på raken, så att varje plastdunk fylls med totalt 5 liter vatten. Fyll dunken märkt "KRANVATTEN" med nytt kranvatten varje dag.

Provtagning utgående vatten

1. Vid provtagningsplats för utgående vatten, ställ fram de 5 plastdunkarna märkta med "UTGÅENDE" och "REFERENS PROV UTGÅENDE". Låt locken vara stängda.
2. Tejpa fast provtagningskärlet på förlängningsstaven om det ej går att komma åt provpunkten utan. Använd inte förlängningsstav om det inte verkligen behövs.
3. Skölj av in- och utsida av provtagningskärlet med vatten från dunken märkt "KRANVATTEN".
4. Efter ursköljning, fyll provtagningskärlet med utgående lakvatten till 1 L-markeringen. Håll över lakvattnet från kärlet till en av plastdunkarna märkt "UTGÅENDE". Ta tid på hur lång tid fyllning av provtagningskärl och överföring till plastdunk tar. Se till att locket till plastdunken är öppet under så kort tid som möjligt. Skriv datum och ungefärligt klockslag för provtagning på dunkens sida. Upprepa proceduren för resterande 3 plastdunkar märkta med "UTGÅENDE".
5. Skölj av in- och utsidan av provtagningskärlet igen med vatten från dunken märkt "KRANVATTEN".
6. Efter ursköljning, fyll provtagningskärlet med kranvatten från dunken märkt med "KRANVATTEN" till 1 L-markeringen. Håll det fyllda provtagningskärlet i närheten av provpunkten för utgående lakvatten (men utan att lakvatten kommer in i kärlet). Detta är för att se om partiklar i luften påverkar provet. Håll över kranvattnet från kärlet till plastdunken märkt "REFERENS PROV UTGÅENDE". Se till att locket till plastdunken är öppet under så kort tid som möjligt. Skriv datum och ungefärligt klockslag för provtagning på dunkens sida.
7. Förvara plastdunkarna mörkt och svala för att inte påskynda materialens nedbrytning.
8. Upprepa steg 12–18 en gång per dag 5 arbetsdagar på raken, så att varje plastdunk fylls med totalt 5 liter vatten. Fyll dunken märkt "KRANVATTEN" med nytt kranvatten varje dag.
9. Skicka de 10 fyllda plastdunkarna (alla förutom den märkt "KRANVATTEN") enligt instruktioner.
10. Skicka bilder på provpunkterna och provtagningen enligt instruktioner.
11. Fyll i frågeformulär enligt instruktioner.

BILAGA C. BERÄKNINGAR

Detaljerad beskrivning av antagande I–IV inklusive enhetsomvandlingar:

- I. Mikroplastkoncentrationen i lakvatten från alla svenska avfallsanläggningar med deponier är den samma som den maximala mikroplastkoncentrationen uppmätt i denna studie för avfallsanläggningar med deponi: 2,7 mikroplastpartiklar per liter.

$c = c_{max} = \text{maximala koncentrationen mikroplast i lakvatten från deponier} \rightarrow$

$$c = 2,7 \frac{\text{mikroplastpartiklar}}{l} = \left\{ \frac{1\,000\,l}{m^3} \right\} = 2\,700 \frac{\text{mikroplastpartiklar}}{m^3}$$

- II. Den årliga volymen lakvatten från svenska avfallsanläggningar med deponier var 7,9 miljoner kubikmeter år 2014 (Avfall Sverige, 2016).

$$v_l = \text{volym lakvatten från svenska avfallsanläggningar med deponi} = 7,9 \cdot 10^6 \frac{m^3}{\text{år}}$$

- III. Antaget att en genomsnittlig mikroplastpartikel är en kub med sidan 100 mikrometer blir volymen av en mikroplast 10^{-12} kubikmeter.

$$v_m = \text{volymen av en mikroplastpartikel} = (100\ \mu\text{m})^3 = (100 \cdot 10^{-6}\ \text{m})^3 = 10^{-12} m^3$$

- IV. Medelvärdet av densiteten för de sex vanligaste polymertyperna beräknades. Därefter togs medelvärdet av dessa medelvärden, vilket gav ett medelvärde av 1,1 gram per kubikcentimeter (tabell A), vilket blir $1\,100\ \text{kg}/m^3$.

$$\rho = \text{genomsnittlig densitet av plast} = 1,1 \frac{g}{cm^3} = \left\{ 10^{-3} \frac{kg}{g} \ \& \ 100^3 \frac{cm^3}{m^3} \right\} = 1\,100 \frac{kg}{m^3}$$

Tabell A: Densitet av de sex vanligaste polymertyperna (GESAMP, 2015; Hidalgo-Ruz et al., 2012) samt beräknade medelvärden av densiteterna (avrundade till två värdesiffror)

Polymer	Densitet [g/cm ³]	Medelvärde densitet [g/cm ³]
Polyeten	0,917–0,965	0,94
Polypropen	0,90–0,91	0,91
Polystyren	1,04–1,1	1,1
Polyvinylklorid	1,16–1,58	1,4
Polyamid	1,02–1,05	1,0
Polyetentereftalat	1,37–1,45	1,4
Alla sex polymerer	0,90–1,58	1,1*

* Beräknat genom att ta medelvärdet av alla medelvärden

Utifrån dessa antaganden blir mängden utsläppta mikroplaster (m):

$$m = \text{antal mikroplaster} \cdot \text{massa per mikroplast} = c \cdot v_l \cdot v_m \cdot \rho \rightarrow$$

$$m = 2\,700 \frac{\text{mikroplastpartiklar}}{m^3} \cdot 7,9 \cdot 10^6 \frac{m^3}{\text{år}} \cdot 10^{-12} m^3 \cdot 1\,100 \frac{kg}{m^3} = 23,5 \frac{kg\ \text{mikroplast}}{\text{år}}$$

Bilaga C

Referenser

Avfall Sverige (2016). *Trender för avfallsanläggningar med deponi. Statistik 2008-2014*. (ISSN 1103-4092).

GESAMP (2015). Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment: a global assessment. (Kershaw, P. J., Ed) [Internetreferens], IMO/FAO/Unesco-IOC/WMO/IAEA/UN/UNEP Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection (GESAMP)(90). Tillgänglig: http://wedocs.unep.org/bitstream/handle/20.500.11822/9545/-Sources%2c_Fate_and_Effects_of_Microplastics_in_the_Marine_Environment_A_Global_Assessment.pdf?sequence=2&isAllowed=y. [Hämtad 2017-09-15].

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*, 46(6), s. 3060–3075.

BILAGA D. ADDITIVER

På den europeiska marknaden finns det hundratals additiver (DAKOFA, 2013). För att undersöka vilka additiver som borde undersökas i detta examensarbete har fokus legat på att undersöka vilka plastadditiver som är miljöfarliga samt vilka som har undersökts i tidigare liknande studier.

Norska klimat- och föroreningsdirektoratet har tagit fram en prioriteringslista över cirka 30 ämnen eller grupper av ämnen som är skadliga för hälsan eller miljön som en del av ett nationellt mål att stoppa eller minska utsläpp av miljö- och hälsofarliga ämnen (Sundt *et al.*, 2013). Av dessa ämnen är det följande tio som används eller har använts som additiver i plaster:

1. Bisfenol A (BPA)
2. Bly och blyföreningar (Pb)
3. Bromerade flamskyddsmedel (BFR [Penta-BDE, Okta-BDE, Dekka-BDE, HBCDD och TBBPA])
4. Dietylhexylftalat (DEHP)
5. Kadmium och kadmiumföreningar (Cd)
6. Kortkedjade klorerade paraffiner (SCCP)
7. Krom och kromföreningar (Cr)
8. Högklorerade klorerade paraffiner (MCCP)
9. Pentaklorfenol (PCP)
10. Kvicksilver (Hg)

I ett kandidatarbete av Kilponen (2016) analyserades vattenprover efter både mikroplaster och plastadditiver. Totalt undersöktes förekomsten av 16 polycykliska aromatiska kolväten (PAH), 15 polyklorerade bifenyler (PCB), 11 ftalater, 10 polyklorerade difenyletrar (PBDE) och 18 poly- och perfluorerade alkylsubstanter (PFAS). Av de prover som innehöll lakvatten utan tillrinning av bäckvatten var 48 % av additivanalyserna under detektionsgränsen.

Flera av de additiver som undersökts av Kilponen (2016) och nämns av Sundt *et al.* (2013) används som annat än bara plastadditiver. BFR används exempelvis för att försvåra antändningen samt minska brandrisken hos material och tillsätts utöver plast även till trä, papper och textilier (Eljarrat & Barceló, 2011). PFAS används för att ge en smuts- och vattenavvisande yta på textilier, exempelvis tält, skor och möbler, där textil och läderimpregnering är det största användningsområdet. Även papper och livsmedelsförpackningar kan impregneras med PFAS och det går även att hitta PFAS i rengöringsmedel och brandsläckningsskum (Kemikalieinspektionen, 2017). PCB används i allt från isolering, fogmassor och färg till självkopierande papper. Dessa ämnen är förbjudna i Sverige sedan år 1978, men används fortfarande globalt (Kemikalieinspektionen, 2016). PAH finns exempelvis i kreosotimpregnering som numera är förbjudet inom EU men tidigare använts som träimpregnering. Den omfattande impregneringsverksamheten med kreosot innebär gigantiska saneringsproblem inom förorenad mark (Åtgärdsportalen, 2018). PAH kan därmed exempelvis förekomma i trävirke och förorenade jordmassor som hanteras på avfallsanläggningar.

Referenser

- DAKOFA (2013). *Resource efficient recycling of plastic and textile waste*. Waste and Resource Network Denmark (DAKOFA) Prepared for Nordic Council of Ministers. (Project number: 2012.05.21).
- Eljarrat, E. & Barceló, D. (2011). *Brominated Flame Retardants*. Springer Science & Business Media. ISBN 978-3-642-19268-5.
- Kemikalieinspektionen (2016). *Polyklorerade bifenyler (PCB)*. [Internetreferens] (Senast uppdaterad 2016-08-10). Tillgänglig: <https://www.kemi.se/prio-start/kemikalier-i-praktiken/kemikaliegrupper/polyklorerade-bifenyler-pcb>. [Hämtad 2018-01-18].
- Kemikalieinspektionen (2017). *Högfluorerade ämnen – PFAS*. [Internetreferens] (Senast uppdaterad 2017-07-06). Tillgänglig: <https://www.kemi.se/om-kemikalieinspektionen/verksamhet/handlingsplan-for-en-giftfri-vardag/hogfluorerade-amnen-pfas>. [Hämtad 2018-01-18].
- Kilponen, J. (2016). *Microplastics and harmful substances in urban runoffs and landfill leachates - Possible emission sources to marine environment*. Lahti University of Applied Sciences. [Kandidatarbete]
- Åtgärdsportalen (2018). *PAH*. [Internetreferens] (Senast uppdaterad 2018-02-22). Tillgänglig: <http://atgardsportalen.se/fororeningar/pah>. [Hämtad 2018-04-24].