



INSTITUTIONEN FÖR BIOLOGI OCH
MILJÖVETENSKAP

FÖREKOMST AV MIKROPLAST I ÅKERMARK GÖDSLAD MED AVLOPPSSLAM

Kvantifiering och mätmetodik

Johan Nilsson

Uppsats för avläggande av naturvetenskaplig masterexamen med huvudområdet miljö- och vattenteknik

ES2500, Examensarbete i miljövetenskap, 30 hp

Grundnivå

Termin/år: VT 2017

Handledare: Dan Strömberg institutionen för biologi och miljövetenskap

Examinator: Lennart Bornmalm institutionen för biologi och miljövetenskap

REFERAT

Förekomst av mikroplast i åkermark gödslad med avloppsslam - kvantifiering och mätmetodik

Johan Nilsson

Under det senaste årtiondet har intresset ökat markant för mikroskopiska skräpartiklar i miljön. Mikroplast definieras som plastartiklar mindre än 5 mm och har visats ha skadlig påverkan på organismer (Lassen *et al.*, 2015). Tidigare studier har visat att mikroplaster förekommer i avloppsvatten och att majoriteten av de partiklar som når avloppsreningsverken inkorporeras i avloppsslammet (Magnusson & Norén, 2014; Magnusson & Wahlberg, 2014). Avloppsslam sprids på åkermark i syfte att öka resurseffektiviteten för viktiga näringsämnen, framförallt fosfor. Drygt 25 % av den årliga produktionen sprids på åkermarker (SCB, 2016). Det finns idag väldigt få studier om förekomster av mikroplaster i åkermark, det är heller inte klarlagt vilken effekt mikroplasten har på odlingsjordarnas kvalitet.

I denna studie har förekomsten av mikroplaster undersökts i avloppsslam från tre olika reningsverk Långeviksverket i Lysekil, Ryaverket i Göteborg och Kungsängsverket i Västerås. Den uppmätta koncentrationen varierade mellan 5 968 (± 456) och 7 204 (± 562) partiklar kg^{-1} avloppsslam (TS). Den högsta koncentrationen uppmättes i slam från Ryaverket och lägst koncentration uppmättes i slam från Långeviksverket, skillnaden gick dock inte att statistiskt säkerställa. De åkermarker som ingick i studien är lokaliserade i Lanna och Västerås. Båda åkermarkerna har tillförts avloppsslam under de senaste 20 respektive 18 åren, i Lanna har ungefär 7 gånger mer avloppsslam tillförts än i Västerås. Den uppmätta koncentrationen mikroplaster i Lanna var 89 (± 13) mikroplaster kg^{-1} torr jord, i Västerås var koncentrationen 32 (± 11) mikroplaster kg^{-1} torr jord. De uppmätta koncentrationerna från båda åkermarkerna var signifikant högre än i kontrolljorden, 3 mikroplaster kg^{-1} torr jord. Vidare fanns det stor visuell likhet mellan vissa av de mikroplaster som påträffades i avloppsslammet och i åkermarken. Den teoretiska koncentrationen mikroplast i åkermarken beräknades med hjälp platsspecifika parametrar från de undersökta åkermarkerna samt uppmätta koncentration av mikroplast i avloppsslam, från denna studie samt tidigare studier. I beräkningen togs ingen hänsyn till mekanismer i marken som eventuellt kan påverka koncentrationen, som nedbrytning och utlakning. Den uppmätta koncentrationen var överlag lägre än den beräknade koncentrationen. För att separera mikroplasterna från provmatrisen utfördes densitetsseparation med NaCl-lösning, densitet $1,2 \text{ g cm}^{-3}$. Avloppsslamsproverna skakades i saltlösningen och det separerade materialet sögs upp med en stekpipett. Separationen av jordproverna utfördes med en modifierad version av det separationstorn, Munich Plastic Sediment Separator (MPSS), som beskrivs i Imhof *et al.* (2012). Efter separationen filtrerades det separerade materialet genom filter med maskstorlekarna 300 μm och 100 μm , filtren undersöktes visuellt med mikroskop, 40x förstoring.

Nyckelord: Mikroplast, avloppsslam, åkermark, gödningsmedel, fosfor, rötrest, Munich Plastic Sediment Separator (MPSS), densitets separation, digererering av provmatris.

ABSTRACT

Prevalence of microplastics in agricultural soil fertilized with sewage sludge: Quantification and analytical methodology

Johan Nilsson

The presence of microplastics in the environment is an item of concern since they have been proven harmful to different kinds of biota (Lassen *et al.*, 2015). A possible entrance for microplastics to terrestrial systems are through spreading of sewage sludge on agricultural soils. Sewage water has been shown to contain microplastics and most of the particles that reach the wastewater treatment plants end up in the sludge (Magnusson & Norén, 2014; Magnusson & Wahlberg, 2014). The sewage sludge is rich on important nutrients, such as phosphorus and nitrogen, and is used as fertilizer in agriculture.

This study investigates the prevalence of microplastics in sewage sludge and in agricultural soils fertilized with sewage sludge. Sludge was collected from three different Swedish treatment plants Långeviksverket in Lysekil, Ryaverket in Gothenburg and Kungsängsverket in Västerås. The concentration of microplastics in the collected sludge ranged from 5 968 (± 456) to 7 204 (± 562) particles kg^{-1} sludge (DM). The highest concentration was found in sludge from Ryaverket and lowest from Långeviksverket. However, the difference in concentration between the treatment plants was not significant. Soil samples were collected from two different Swedish agricultural fields, in Lanna and Västerås, that both have been fertilized with sewage sludge. Lanna has received sludge from the treatment plant in Gothenburg (Ryaverket) and Västerås from the treatment plant in Västerås (Kungsängsverket). The rate of sludge application was about seven times higher for the soil in Lanna compared to Västerås. Measured concentration of microplastics in Lanna was 89 (± 13) particles kg^{-1} dry soil and 32 (± 11) particles kg^{-1} dry soil in Västerås. The concentration in both soils was higher than the concentration that was found in the control soil, that had not been fertilized with sewage sludge. Some of the particles found in both soil and sewage samples showed high resemblance.

The concentration of microplastic in the studied soil was also calculated, using site specific parameters and concentration of microplastic in sludge from this study and earlier studies. Soil mechanisms that could affect the concentration, for example degradation and leaching, were not included. The result showed that the measured concentration was overall lower than the calculated concentration.

The microplastics were separated from the sample matrix with a high-density salt solution, NaCl density 1.2 g cm^{-3} . The sludge samples were shaken in the salt solution and the separated material was removed with a pipette. Soil samples were separated in a modified version of the separator device used in Imhof *et al.* (2012). The separated material was filtrated with mesh sizes 300 μm and 100 μm . The filters were visually examined with microscope.

Keywords: Microplastics, sewage sludge, agricultural soil, fertilizer, phosphorus, anaerobic digestate, Munich Plastic Sediment Separator (MPSS), density separation, microplastic extraction.

FÖRORD

Detta examensarbete omfattar 30 högskolepoäng och markerar slutet av 5 års studier på civilingenjörsprogrammet med inriktning på miljö- och vattenteknik vid Uppsala universitet och Sveriges lantbruksuniversitet (SLU). Examensarbetet är utfört på institutionen för biologi och miljövetenskap vid Göteborgs universitet med Dan Strömberg som handledare och Lennart Bornmalm som examinerare, institutionen för biologi och miljövetenskap respektive institutionen för marina vetenskaper. Utförandet av arbetet har skett i samarbete med IVL Svenska Miljöinstitutet.

Den här varit den mest lärorika och intressanta perioden under min utbildning, därför vill jag rikta ett stort tack till alla inblandade. Ett speciellt tack till min handledare Kerstin Magnusson, IVL Svenska Miljöinstitutet, som har bidragit med stor kompetens och engagemang under arbetets gång. Utan ditt stöd hade detta arbete inte varit möjligt. Stort tack till Håkan Jönsson, SLU, som gav stöd vid uppstarten av arbetet och har bistått med viktiga kontakter. Tack till Gunnar Börjesson och Sofia Delin, SLU, samt Anders Ericsson, Hushållningssällskapet, för vägledning och tillgänglighet i samband med provtagning av åkermark. Tack till Juskiewicz Agnieszka, Mälarenergi, Lucica Enache, Gryaab, och personalen på Långeviksverket för hjälp vid provtagning av avloppsslam. Jag vill även rikta ett tack till Anna-Sara Krång och Maria Granberg, IVL Svenska Miljöinstitutet, som kommit med värdefulla tips vid utvecklingen av analysmetoderna. Dessutom vill jag tacka Peter Tiselius, institutionen för biologi och miljövetenskap på Göteborgs universitet, för kontroll av den statistiska analysen i mitt arbete. Tack till forskare och övrig personal på Sven Lovén centret i Kristineberg som svarat på mina frågor och hjälp mig med det praktiska utförandet av mitt examensarbete. Avslutningsvis vill jag tacka vänner, familj och min flickvän som stöttat i såväl med- som motgång.

Ya may be a noisemaker, spirit maker

Heartbreaker, backbreaker

Leave no stone unturned

May be an actor in a plot

That might be all that you got

'Til your error you clearly learn

-Bob Dylan, *License to kill*, 1983

Uppsala, april 2017

Johan Nilsson

POPULÄRVETENSKAPLIG SAMMANFATTNING

Förekomst av mikroplast i åkermark gödslad med avloppsslam - kvantifiering och mätmetodik

Johan Nilsson

I mitten på detta århundrade förväntas jordens mänskliga population bestå av 9 miljarder invånare. För att försörja denna befolkning med mat krävs en markant ökning av matproduktionen. Redan idag står jordbruket för stor miljöpåverkan, bland annat genom utsläpp av kväve och fosfor. Stockholm Resilience Center har definierat planetära gränser som beskriver ramar inom vilka vår civilisation måste hållas. Om dessa gränser överskrids kan konsekvenserna bli irreversibla. En av de gränser som bedöms vara mest kritisk är det linjära flödet av kväve och fosfor, som bland annat orsakar övergödning. Merparten av det kväve som används i jordbruket fixeras från atmosfären med hjälp av en process som är beroende av fossila bränslen och bidrar därmed även till förhöjd växthuseffekt. Den fosfor som främst används i jordbruket bryts ur mineral i jordskorpan, totalt utvinns ungefär 20 miljoner ton varje år. Eftersom att fosfor är ett grundämne kan det inte ”ta slut”, däremot kan den tillgängliga fosfor bli för kostsam eller tekniskt komplex att utnyttja. Därför menar vissa forskare att vi idag är på väg mot ett ”peak phosphorus”, det vill säga den tidpunkt då tillgången på fosfor är som störst, efter ”peak phosphorus” kommer tillgången på fosfor minska. Detta kan få stora konsekvenser eftersom matproduktionen är beroende av stabil tillgång av näringsämnen. Naturvårdsverket påbörjade en utredning 2012 om en framtida hållbar försörjning av fosfor. Drygt ett år senare var utredningen klar och i skrivande stund är den under beredning på Miljö- och Energidepartementet. Ett av de förslag som utreddes var att återföra näringsämnen från avloppsslam till jordbruket. Den årliga produktionen av avloppsslam innehåller tillräckligt mycket fosfor för att täcka 25 % av det totala behovet i Sverige. Avloppsslam kan dessutom användas för att höja jordbruksmarkens kolförråd, vilket förbättrar markens odlingskvalitet. Idag används främst stallgödsel, det vill säga spillning från boskap, för detta ändamål. I framtiden kan det dock bli nödvändigt att minska köttkonsumtionen, för att minska matproduktionens klimatpåverkan, vilket även skulle innebära en minskad tillgång på stallgödsel. I ett sådant scenario kan avloppsslam nyttjas som ett substitut. Tillförsel avloppsslam till jordbruket är dock inte helt okontroversiellt på grund av att slammet, förutom viktiga näringsämnen, innehåller olika typer av miljöskadliga ämnen. Under de senaste åren har miljögifterna i slammet minskat, främst tack vare olika informationskampanjer om åtgärder för att minska halten miljöskadliga ämnen i avloppsvattnet, så kallat uppströmsarbete. Förutom miljögifter diskuteras idag även i vilken utsträckning mikroplaster, plastpartiklar mindre än 5 mm, förekommer i avloppsslam och i åkermark som gödslats med avloppsslam.

Användningen av plast har ökat explosionsartat sedan mitten på förra decenniet. Några tänkbara källor till plastpartiklar i avloppsvattnet är tvätt av syntetiska kläder, våttorkning, nötning av vägar och däck samt användning av kosmetika och hygienprodukter innehållandes plastpartiklar. Merparten av de mikroplaster som når reningsverket via avloppsvattnet har visats hamna i avloppsslammet. Effekten av mikroplasternas närvaro i miljön är inte helt

säkerställd, men de har visats skada organismer dels genom att blockera mag- och tarmsystem och dels genom att vissa miljögifter kan absorberas på plasten som sedan kan överföras till organismen. Hittills har forskning om mikroplaster i miljön främst omfattat förekomst och påverkan i hav och sjöar. År 2008 hade plast hittats 276 vattenlevande eller delvis vattenlevande organismer, denna siffra är förmodligen ännu högre idag.

I denna studie har förekomsten av mikroplaster studerats i tre svenska avloppsreningsverk och i två åkermarker, två av de reningsverk som ingick i studien har levererat avloppsslam till de undersökta åkermarkerna. Eftersom att det finns väldigt få liknande studier behövdes en metod utvecklas för att analysera mikroplasten i provtaget avloppsslam och jord. I metoden utnyttjades det faktum att många plastpartiklar har låg densitet. Genom att lösa bordssalt i vatten erhålls en lösning som har högre densitet än de vanligaste typerna av plast samt lägre densitet än till exempel mineralpartiklar i jordproverna. Detta innebär att mikroplasterna flyter upp till ytan medan annat material sjunker till botten. Därefter filtrerades det material som separerats och filtret studerades med mikroskop. Mikroplaster påträffades både i det studerade avloppsslammet och i åkermarkerna. Högst koncentration påträffades i den åkermark som har gödslats med mest avloppsslam. Den vanligaste typen av mikroplast som påträffades i de analyserade proverna var syntetiska fiber som troligtvis härrör från tvätt av syntetiska kläder. Den uppmätta koncentrationen av mikroplaster i åkermark var lägre än förväntat, vid jämförelse med teoretiskt beräknad koncentration. Detta kan innebära att mikroplasterna bryts ned eller lakas ur marken. Denna studie bekräftar att avloppsslam innehåller mikroplast. Vidare indikerar resultatet att åkermark som har gödslats med avloppsslam innehåller mer mikroplaster än åkermark som inte har tillförts avloppsslam.

ORDLISTA

Avloppsvatten

Samlingsnamn för spillvatten, dagvatten och dräneringsvatten.

Dagvatten

Regn-, smält- och spolvatten som rinner på hårdgjorda ytor.

Digerera

Bryta ner större molekyler till mindre.

Dräneringsvatten

Överflödigt vatten som dräneras från olika markområden, tex husgrunder.

Personekvivalenter (Pe)

Används för att beskriva ett avloppsreningsverks belastning. Måttet är baserat på den mängd syre som krävs för att bryta ner det organiska material som en människa belastar avloppsvattnet med per dygn.

Polymer

Kemiska föreningar som är uppbyggda, i långa kedjor, av mindre molekyllära enheter (monomer). Syntetisk polymer är ofta baserade på petroleumprodukter är huvudbeståndsdelen i plast.

Provmatrix

Allt material i provet förutom det som söks.

Spillvatten

Vatten från kök, tvätt, badrum och toalett. I begreppet ingår även vatten från olika industriprocesser.

Vågtal

Anger hur många våglängder som ryms inom en längdenhet, vanligen cm. Används för att ange lägen i ett IR-spektrum.

INNEHÅLL

REFERAT	I
ABSTRACT	II
FÖRORD.....	III
POPULÄRVETENSKAPLIG SAMMANFATTNING.....	V
ORDLISTA.....	VII
1 INLEDNING.....	1
1.1 SYFTE.....	2
1.2 MÅL	2
1.3 AVGRÄNSNINGAR	3
2 BAKGRUND	3
2.1 AVLOPPSVATTENRENING	3
2.1.1 Rötning.....	3
2.1.2 Återföring av slammets växtnäring.....	4
2.2 PLAST	5
2.3 DEFINITION MIKROPLAST	5
2.4 KÄLLOR TILL MIKROPLASTER I AVLOPPSSLAM	6
2.4.1 Källor till mikroplaster i spillvatten.....	6
2.4.2 Källor till mikroplaster i dagvatten.....	8
2.4.3 Polyelektrolyter	8
2.5 MILJÖPÅVERKAN, TOXICITET OCH NEDBRYTNING	9
2.6 ANALYS AV MIKROPLAST.....	10
2.6.1 Metoder för digerering av provmatrisen.....	10
2.6.2 Metoder för densitetseparation	11
2.6.3 Mikroskopering.....	13
2.7 KONTAMINATIONSRIK.....	14
3 MATERIAL OCH METODER	14
3.1 PROVTAGNING AVLOPPSSLAM	14
3.1.1 Kungsängsverket i Västerås.....	14
3.1.2 Ryaverket i Göteborg	15
3.1.3 Långeviksverket i Lysekil.....	17
3.2 PROVTAGNING SJORDAR.....	17
3.3 PROVTAGNINGSMETODIK.....	18

3.4 ANALYS AVLOPPSSLAM	18
3.4.1 Metodutveckling analys av mikroplast i avloppsslam.....	18
3.4.2 Utvecklad metod för analys av mikroplast i avloppsslam.....	20
3.5 ANALYS ÅKERMARK	21
3.5.1 Metod för analys av åkermark	21
3.5.2 Uppskattning av separationseffektivitet	23
3.6 BERÄKNING AV FÖRVÄNTAD KONCENTRATION MIKORPLAST I ÅKERMARK	24
3.7 METOD FÖR MIKROSKOPERING	25
4 RESULTAT	26
4.1 KVANTIFIERING	26
4.1.1 Kvantifiering mikroplast i avloppsslam.....	26
4.1.2 Kvantifiering av mikroplast i åkermark.....	29
4.2 JÄMFÖRELSE MELLAN BERÄKNAD OCH UPPMÄTT KONCENTRATION.....	33
4.3 UTVÄRDERING AV METODUTVECKLING.....	34
5 DISKUSSION	35
5.1 MIKROPLAST I AVLOPPSSLAM OCH ÅKERMARK	35
5.2 ANALYSMETODER.....	38
5.3 MILJÖRISKER I SAMBAND MED TILLFÖRING AV VÄXTNÄRING TILL ÅKERMARK VIA AVLOPPSSLAM	41
5.4 FÖRSLAG PÅ VIDARE STUDIER.....	42
6 SLUTSATSER.....	44
7 REFERENSER.....	45
7.1 LITTERÄRA KÄLLOR.....	45
7.2 MUNTliga KÄLLOR.....	49

1 INLEDNING

I mitten av detta århundrade förväntas jordens befolkning överskrida 9 miljarder invånare. För att försörja denna befolkningsmängd måste matproduktionen öka markant (Cieślik & Konieczka, 2017). Den explosionsartade befolkningsökning som skett sedan 1900-talets början har möjliggjorts av jordbrukets utveckling, med en ökad miljöbelastning till följd. Exempelvis står jordbruket för stora utsläpp av kväve och fosfor (Foley *et al.*, 2005). Den omfattande användningen av kväve orsakar övergödning och bidrar även till en förhöjd växthuseffekt, bland annat genom utsläpp av lustgas som är en mycket potent växthusgas (Rockström *et al.*, 2009). Dessutom är en av de vanligaste teknikerna för att binda kvävgas från atmosfären, Haber-Bosch-processen, fossilberoende (Razon, 2014).

Till skillnad från kväve utvinns fosfor främst från jordskorpan. Totalt utvinns omkring 20 miljoner ton fosfor varje år och omkring 8,5 - 9,5 miljoner ton beräknas nå haven. Fosfor bidrar också till övergödning och höga halter av fosfor i världshaven misstänks ha orsakat marina massutdöenden. Därför befaras att fortsatt hög användning av konstgödsel i jordbruket kan leda till icke-reversibla konsekvenser (Rockström *et al.*, 2009). Till skillnad från de fossila bränslena kan fosfor inte ”ta slut” men trots detta diskuterar forskare huruvida vi är på väg att tömma mineralfyndigheterna samtidigt som annan tillgänglig fosfor är för kostsam eller teknisk komplex att utnyttja (Beardsley, 2011). Hur länge fosforfyndigheterna räcker är en omdebatterad fråga, olika studier har hävdat allt från 50 till 200 år. Vad som är noterbart är att nyare studier är mindre optimistiska än äldre (Cieślik & Konieczka, 2017). De största idag kända fosforfyndigheterna finns i Marocko, USA, Kina, Sydafrika och Jordanien, varav den enskilt största, 74 % av världens kända fyndigheter, finns i regionen Västsahara som annekterades av Marocko 1975 (Cieślik & Konieczka, 2017; Regeringskansliet, 2014). Den geografiskt ojämna fördelningen av världens fosforfyndigheter kan innebära att geopolitiska faktorer kan få stark inverkan på framtida pris och tillgänglighet (Cieślik & Konieczka, 2017).

Det finns flera olika tänkbara åtgärder för att göra tillgången på viktiga näringsämnen mer stabil. Några exempel är minskad köttkonsumtion, effektivare användning av gödningsmedel samt en högre grad av återvinning och återförsl av näringsämnen (Davidsson *et al.*, 2015). Naturvårdsverket utredde 2012, på uppdrag av regeringen, möjligheten till en hållbar återföring av fosfor. Ett av de förslag som utreddes var att i högre grad utnyttja de näringsämnen som finns i avloppsslam och återföra dessa till jordbruket (Naturvårdsverket, 2013). Svenska avloppsreningsverk avlägsnar cirka 90 % av fosfor och 50 - 75 % av kvävet i inkommande avloppsvatten, en stor del inkorporeras därefter i avloppsslammet (Naturvårdsverket, 2014). Den mängd avloppsslam som produceras i Sverige under ett år innehåller tillräckligt mycket fosfor för att täcka 25 % av den årliga förbrukningen. Tillförsel av näringsämnen till jordbruket via avloppsslam är dock inte helt okontroversiellt då avloppsslam, förutom viktiga näringsämnen, även innehåller oönskade ämnen som metaller, läkemedelsrester och organiska miljögifter (Naturvårdsverket, 2013). Avloppsslam misstänks även vara en transportväg för plast till miljön (Nizzetto *et al.*, 2016).

Mellan 1960 och 2000 ökade världsproduktionen av plast med 25 gånger. Stor användning av plast samt dess persistens mot biologiska nedbrytningen har medfört att plast idag är ett av de vanligaste förorenande materialen i haven. Nyproducerad plast används i betydligt högre grad än återvunnet (Magnusson *et al.*, 2016). Detta beror på att det finns vissa svårigheter med att återvinna plast, dels på grund av att polymermatrisen lätt kontamineras dels är plasten svår att skilja från kompositmaterial. Dessutom smälter de flesta termoplaster kring kokpunkten för vatten, vilket gör att den använda plasten är svår att rengöra (Moore, 2008). Plastföroreningar delas vanligtvis in i två storlekskategorier, makroplast vilket innefattar föremål större än 5 mm, och mikroplast, mindre än 5 mm (Moore, 2008). Under det senaste årtiondet har intresset ökat markant för mikroplaster i miljön. Problematiken har hittills främst uppmärksammats i akvatiska ekosystem (Lassen *et al.*, 2015). Men förekomsten av mikroplaster har även bland annat studerats i avloppsvatten och avloppsslam (Magnusson & Norén, 2014; Magnusson & Wahlberg, 2014; Mahon *et al.*, 2017; Mintenig *et al.*, 2016). Magnusson & Wahlberg (2014) visade att merparten av de mikroplaster som inkommer till reningsverken inkorporeras i avloppsslammet, det innebär att mikroplaster som renats från avloppsvattnet kan förorena naturen genom spridning av avloppsslam på åkermark. Uppskattningsvis förorenas europeisk åkermark med 125 till 850 ton mikroplast för varje miljon invånare och år (Nizzetto *et al.*, 2016), men trots det finns inga riktvärden för mikroplast i avloppsslam varken i Europeiska rådets direktiv 86/278/EEC eller i likvärdig amerikansk lagstiftning. I Sverige sprids drygt 25 % av den årliga produktionen avloppsslam på åkermark (SCB, 2016). Det finns idag väldigt få studier om förekomsten och påverkan av mikroplaster i åkermark. Denna studie är en av de första där förekomsten av mikroplast i åkermark som gödslats med avloppsslam kvantifieras.

1.1 SYFTE

Syftet med examensarbetet var att öka förståelsen för spridningen av mikroplast i miljön, specifikt spridning via avloppsslam till åkermark. Dessutom var ambitionen att bidra till utvecklingen av en effektiv miljöövervakning av mikroskopiska skräpartiklar.

1.2 MÅL

Målsättningen för examensarbetet var att utveckla metoder för att kvantifiera mikroplastkoncentrationen i avloppsslam och jord. De framtagna metodernas repeterbarhet och potential utvärderades. Vidare kvantifierades förekomsten av mikroplast i avloppsslam och åkermark gödslad med avloppsslam. De frågeställningar som behandlas i examensarbetet är följande:

- I vilken koncentration förekommer mikroplast i avloppsslam?
- Förekommer mikroplast i åkermark gödslad med avloppsslam och då i vilken koncentration?
- Vilken metod bör användas för analys av avloppsslam med avseende på mikroplast?
- Vilken metod bör användas för analys av jord med avseende på mikroplast?

1.3 AVGRÄNSNINGAR

Studien avgränsades till att kvantifiera koncentrationen av mikroplast i två åkermarker som gödslats med avloppsslam, en åkermark som aldrig tillförts slamgödsel, samt i slam från tre avloppsreningsverk. De två åkrarna som gödslats med avloppsslam var geografiskt placerade i Lanna och Västerås. De tre avloppsreningsverken var Kungsängsverket i Västerås, Ryaverket i Göteborg och Långeviksverket i Lysekil. Avloppsslam från Kungsängsverket har spridits på åkermarken i Västerås och avloppsslam från Ryaverket har spridits på åkermarken i Lanna. Det avloppsslam som analyserades hade rötats i syfte att utvinna biogas, denna typ av slam kallas även för rötrest. Provtagningen av avloppsslam utfördes med stickprov vid ett tillfälle, resultatet av kvantifiering tar därför inte hänsyn till möjlig variation i koncentrationen över tid. De minsta partiklar som detekterades i denna studie var 100 µm.

2 BAKGRUND

2.1 AVLOPPSVATTENRENING

Idag används vanligen olika kombinationer av mekanisk-, biologisk- och kemisk rening i svenska avloppsreningsverk. I det mekaniska reningssteget separeras större fasta partiklar från avloppsvattnet, som till exempel småsten, sand, grus, träbitar, papper, hår, textilier och större plastföremål. Den mekaniska reningen utförs med galler, sandfång och sedimentering. I det biologiska reningssteget renas avloppsvattnet med hjälp av mikroorganismer som bryter ned det organiska materialet i avloppsvattnet. Mikroorganismerna växer i klumpar som därefter kan avskiljas från vattnets i sedimentationsbassänger. I det kemiska reningssteget tillsätts fällningskemikalier som främst faller ut löst fosfor. I detta steg renas vattnet till cirka 90 % från fosfor (Naturvårdsverket, 2014).

Kommunala avloppsreningsverk renar avloppsvatten från en mängd olika källor så som hushåll, affärer och kontor. Avloppsvatten i varierande mängd kommer även från dagvatten och spillvatten från industrier (Magnusson *et al.*, 2016). Den flesta kommuner skiljer idag på spill- och dagvatten, men omkring 12 % av Sveriges avloppsreningsverk har kombinerade system vilket innebär att både spill- och dagvatten behandlas i reningsverket (Olshammar & Baresel, 2012). Reningsverk med kombinerat system har troligtvis ett stort tillskott av mikroplaster från såväl hushåll och industrier som dagvatten (Magnusson *et al.*, 2016). Studier har visat att en stor del av de mikroplaster som inkommer till avloppsreningsverken avskiljs från vattnet. Partiklar större än 300 µm avskiljs till 98 % och partiklar större än 20 µm till ca 90 % (Magnusson & Norén, 2014).

2.1.1 Rötning

Det finns olika sätt att hygienisera avloppsslam i syfte att förhindra spridningen av smittämnen. Ett vanligt alternativ är att låta avloppsslammet brytas ned anaerobt, så kallat rötning. I rötningprocessen bildas biogas som kan förädlas och bland annat användas som drivmedel. Effektiviteten i biogasutbytet beror på bland annat på substratets egenskaper.

Substrat med hög glödförlust, det vill säga hög andel material som förbränns vid upphettning till 550°C, är att föredra eftersom att det är denna del av torrsubstansen som är tillgänglig för mikroberna. Dock finns det material som ingår i glödförlusten som inte bedöms vara tillgänglig för mikroberna, exempelvis plast och lignin (Carlsson & Uldal, 2009). Glödförlusten för avloppsslam är vanligtvis runt 50 % av TS, vilket anses vara lågt. Det finns däremot andra positiva egenskaper med avloppsslammet. Under röttningsprocessen är det viktigt att pH-värdet i reaktorn är stabilt (Carlsson & Uldal, 2009). Substrat som gödsel och avloppsslam med en hög inneboende alkalinitet bidrar till en stabilare röttningsprocess (Murto *et al.*, 2004). Efter röttningsprocessen finns i stort sett all näring i substratet kvar i rötresten. I reaktorn mineraliseras en del av näringsämnena vilket gör de direkt växttillgängliga, medan de organiskt bundna näringsämnena måste brytas ned ytterligare i åkermarken innan det blir tillgängligt för växterna (Carlsson & Uldal, 2009).

2.1.2 Återföring av slammets växtnäring

Det finns både ekonomiska och miljömässiga fördelar med att återföra den växtnäring som finns i avloppsvattnet till jordbruket (Naturvårdsverket, 2014). Avloppsslammet har ett högt näringsinnehåll, främst när det gäller fosfor men det innehåller även kväve och andra viktiga näringsämnen. Dessutom har avloppsslammet en hög mullhalt som kan användas för att öka markens kolförråd. För jordbrukare som inte har tillgång till stallgödsel kan avloppsslam därför användas som ett likvärdigt substitut (REVAQ, 2016). Användningen av avloppsslam är reglerad i Naturvårdsverkets författning om användning av avloppsslam i jordbruket (SNFS 1994:2). Tillförseln är dels reglerad genom mängden avloppsslam som får spridas och dels efter riktvärden för specifika ämnen. De ämnen som omfattas i lagstiftningen är metallerna bly, kadmium, koppar, krom, kvicksilver, nickel och zink. I författningen nämns ingenting om mikroplaster (SNFS 1994:2).

Kvalitetssäkringsprogrammet REVAQ (REVA = ren växtnäring från avlopp, Q = konsument, kvalitet, kretslopp) arbetar med uppströmsarbete och återföring av näringsämnena i avloppsslam till jordbruket. De avloppsreningsverk som uppfyller REVAQ:s krav kan bli certifierade. Ett REVAQ-certifierat avloppsreningsverk måste aktivt arbeta med uppströmsarbete och för bättre slamkvalitet. Idag renas ungefär hälften av Sveriges avloppsvatten med REVAQ-certifierade avloppsreningsverk (Naturvårdsverket, 2014). Under 2012 fick Naturvårdsverket i uppdrag av regeringen att utreda möjligheten till ett hållbart återförande av fosfor. Utredningen redovisades 2013 och är i skrivande stund fortfarande under beredning på Miljö- och Energidepartementet. Utredningen föreslår bland annat ökade krav på hygienisering, detta skulle troligen innebära att mindre mängd avloppsslam blir tillgänglig för spridning i jordbruket i framtiden. Kvaliteten på avloppsslammet har ökat markant under det senaste decenniet främst tack vare ett effektivt uppströmsarbete (Naturvårdsverket, 2013). Trots detta motsätter sig både KRAV och Naturskyddsföreningen användandet av avloppsslam i svenskt jordbruk (KRAV, 2015; Hansson & Johansson, 2012).

Avloppsslam från tyska avloppsreningsverk visade sig innehålla mellan 1 000 - 24 000 mikroplaster större än 10 µm kg⁻¹ (TS) avloppsslam (Mintenig *et al.*, 2016). I avloppsslam

från reningsverk i Irland påträffades mikroplastkoncentrationer mellan 2 743 - 15 395 mikroplaster kg⁻¹ (TS) avloppsslam. Det finns inte data tillgänglig om eventuell nedbrytning av mikroplast i något av reningsstegen i avloppsreningsverk inklusive rötningsprocessen. Denna nedbrytning anses dock vara marginell och därmed obetydlig för massbalansen (Lassen *et al.*, 2015).

År 2014 producerades det i Sverige 200 510 ton avloppsslam (TS). Av den totala mängden som produceras sprids drygt 25 % på åkermark (Tabell 1). Förutom spridning på åkermark är anläggningsjord och täckning av deponier vanliga användningsområdena (SCB, 2016).

Tabell 1. De producerade avloppsslammets fördelning över olika användningsområden 2014. Informationen i tabellen kommer från reningsverkens egna inrapporteringar. Annan användning syftar på användningsområden som fanns med som alternativ i den använda rapportenkäten.

Användningsområde	Massa [ton]	Andel [%]
Åkermark	50 950	25
Deponitäckning	47 520	24
Anläggningsjord hög P	38 980	19
Anläggningsjord normal P	20 130	10
Annan användning	20 040	10
Lager	13 650	7
Övrigt	9 240	5

2.2 PLAST

År 2015 var den globala produktionen av plast 269 miljoner ton. Den största producenten är Kina, följt av Nordamerika och Europa (PlasticsEurope, 2016). Det finns en tydlig skillnad i konsumtion av plast mellan regioner med olika livsstil och ekonomisk standard. Nordamerika och Västra Europa är de regioner som konsumerar mest per capita medan Indien och Kina konsumerar minst av de undersökta regionerna (Lambert *et al.*, 2014). Det vanligaste användningsområdet är förpackningar och den vanligaste typen av polymer som produceras i Europa är polypropen tätt följt av polyeten (PlasticsEurope, 2016). Plast kan delas in i termoplaster och hårdplaster. Vid kommersiell användning av plast är termoplaster vanligast, dessa mjuknar vid upphettning men behåller sin kemiska struktur. Denna egenskap gör att termoplaster är lättare att återvinna till nya produkter till skillnad från hårdplast som inte kan omformas vid upphettning, (Moore,2008). Av den plast som samlas upp i avfallssystem i Europa återvinns cirka 30 %, 40 % används som energikälla medan den sista andelen läggs på deponi (PlasticsEurope, 2016).

2.3 DEFINITION MIKROPLAST

Mikroplast definieras normalt som plastpartiklar mindre än 5 mm. Mikroplaster kan i sin tur delas in i primära och sekundära. De primära mikroplasterna produceras som mikroplaster och används främst som råvara i annan plastindustri, men även som tillsatts i vissa produkter till exempel kosmetika, rengöringsartiklar och läkemedel. De sekundära har däremot inget

användningsområde utan uppstår när större plastföremål fragmenteras till mindre delar (Magnusson *et al.* 2016). Mikroplast definieras vanligen som syntetiska polymerer gjorda av petroleum eller biprodukter av petroleum. Alla former, exempelvis pellets, fragment, flagor och plastfibrer, kan ingå i begreppet (Magnusson *et al.*, 2016; Lassen *et al.*, 2015). Fältstudier indikerar att de färger som dominerar på syntetiska fibrer i haven är blå, röd och svart (Norén *et al.*, 2009).

2.4 KÄLLOR TILL MIKROPLASTER I AVLOPPSSLAM

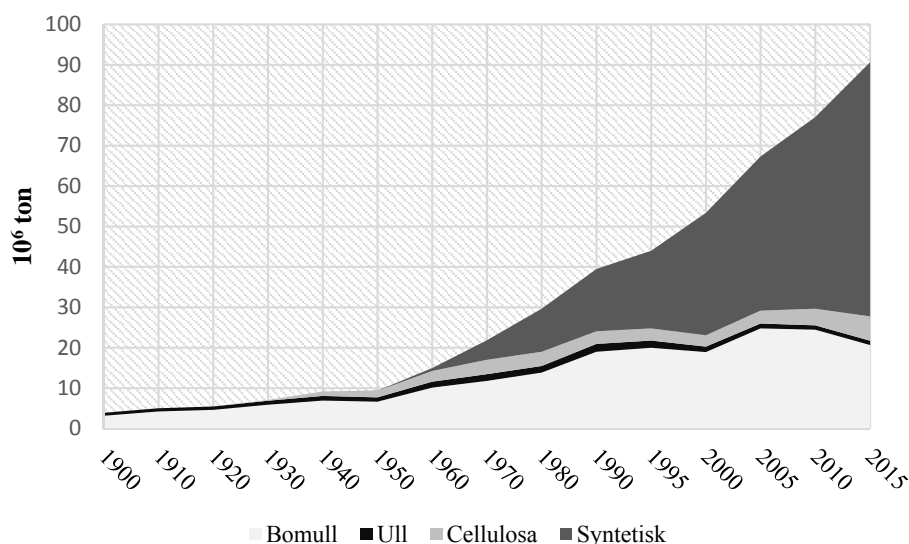
Det finns många källor till mikroplaster i miljön. De mikroplaster som kan tänkas nå avloppsslammet måste på ett eller annat sätt nå reningsverket genom kontamination av spillvatten, och i vissa fall dagvatten. Nedan följer ett antal tänkbara källor till mikroplaster avloppsslammet.

2.4.1 Källor till mikroplaster i spillvatten

Primära, avsiktligt producerade, mikroplaster kan nå avloppssystemet till exempel via användning av läkemedel, kosmetika och hygienprodukter. Beroende av polymertypens egenskaper har de olika användningsområden. För kosmetika och hygienprodukter är den absolut vanligaste polymeren polyeten. Merparten av den mikroplast som används i dessa produkter kommer att nå reningsverk via avloppssystemet (Magnusson *et al.*, 2016). I december 2015 trädde en lag i kraft i USA mot användandet av mikroplaster i kosmetika och hygienprodukter. Den svenska regeringen gav kemikalieinspektionen i uppdrag att utreda om ett liknande förbud bör implementeras i Sverige. Utredningen föreslog att ett förbud mot ”kosmetiska produkter som sköljs av och som innehåller mikrokorn av plast” (Kemikalieinspektionen, 2016). Vidare ansåg utredningen att Sverige ska verka för en gemensam EU-reglering för användningen av mikroplaster (Kemikalieinspektionen, 2016).

En annan källa till mikroplaster i avloppsvattnet är inomhusdamm, då dammet förutom bitar av växter, pollen, hud och jord även kan bestå av mikroplaster, främst plastfibrer. Våttorkning, det vill säga torkning av ytor med fuktad trasa, är troligtvis det vanligaste sättet för dammet att nå spillvattnet (Magnusson *et al.*, 2016).

I produktionen av textilier används ett flertal olika fibrer, både syntetiska och icke-syntetiska. Exempel på icke-syntetiska fibrer är cellulosa, bomull och ylle medan de syntetiska fibrerna är tillverkade av organiska polymerer av petroleum eller biprodukter av petroleum. Mellan åren 1974 och 2014 ökade den globala produktionen av syntetiska fibrer med 850 % (Figur 1) (CIRFS, 2016).



Figur 1. Den globala fiberproduktionen från 1900 till 2015. De olika typer av fibrer som visas i figuren är bomull, ull, cellulosa och syntetiska fibrer. Syntetiska fibrer är framställda ur petroleum eller biprodukter därifrån och ingår i begreppet plast (CIRFS, 2016).

Tvätt av syntetiska textilier ger upphov till förslitning av materialet vilket i sin tur genererar mikroplaster som släpps ut i avloppssystemet (Magnusson *et al.*, 2016). Vanliga polymerer som används i textilindustrin är akryl, polyamid, polyester, polypropen och polyeten (CIRFS, 2016). Napper & Thompson (2016) studerade tillkomsten av mikroplaster vid tvätt av tyger av akryl, polyester samt en blandning mellan polyester och bomull. Dessutom undersöktes hur antalet genererade mikroplaster påverkades av tvättemperatur och av olika tvättmedel. Polyester/bomull visades ge upphov till utsläpp av betydligt färre mikroplaster än övriga tyger. För samtliga studerade tyger gällde att uppkomsten av mikroplastfibrerna minskade med antalet tvättar. Minskningen var störst för akryl- och polyestertyget medan minskningen för blandningen av polyester och bomull var betydligt mindre (Napper & Thompson, 2016). Chiweshe & Crews (2000) observerade att användning av sköljmedel minskade hållfastheten i polyestertyg. Detta ger anledning att misstänka att användning av sköljmedel ökar utsläppen av mikroplaster vilket observerades i vissa av försöken utförda av Napper & Thompson (2016). Dock kunde ingen statistiskt belagd trend redovisas. Även användning av tvättmedel verkar öka utsläppen av fibrer från tvättningen. Biologiska tvättmedel, innehållande enzymer, visade sig ge mindre påverkan på tyget än icke-biologiska (Napper & Thompson, 2016; Chiweshe & Crews, 2000). Mahon *et al.* (2017) fann att den vanligaste typen av mikroplast i avloppsslam var syntetiska fibrer, 75,8 %. Med hjälp av Fourier Transform Infraröd Spektroskopi (FTIR)-analys identifierades vilka polymerer fibrerna innehåller. De främst förekommande var polyeten, akryl, polyetentereftalat (PET), polypropylen och polyamid, vilka alla är vanliga i textilindustrin (Mahon *et al.*, 2017). Habib *et al.* (1996) fann även att syntetiska plastfibrer var vanligt förekommande i sediment nedströms avloppsreningsverk. Såväl storlek som antal fibrer befanns minska med avstånden från reningsverket.

2.4.2 Källor till mikroplaster i dagvatten

Det finns ett stort antal potentiella källor till syntetiska artiklar i dagvatten. En av de största källorna är slitage av däck och vägbeläggning. Bitumen är ett material baserat på petroleum som används i asfalt som bindemedel, i vissa fall tillsätts polymerer för att förbättra bindemedlets egenskaper, så kallad polymermodifierad bitumen. Mikroplaster uppstår även vid nötning av vägens färgmarkering, som delvis består av termoplast (Magnusson *et al.*, 2016). Konstgräsytor förmodas vara en annan stor källa till mikroplaster i dagvattnet. De består av artificiella grässtrån som är intvinnade i en matta. Mattan är gjord av en blandning av polypropylen, polyamid, polyolefiner och polyuretan. Vidare är mattan fylld med plastgranulat som vanligen är gjorda av gummi från uttjänta bildäck (Cheng *et al.*, 2014).

Insamlingen av plastavfall sker på många olika platser exempelvis kommunala återvinningscentraler, återvinningsstationer, pantstationer och på privata företag. Hanteringen och förvaring av avfallet på insamlingsstationen kan generera plastföroreningar genom exempelvis vindtransport och överfulla containrar (Magnusson *et al.*, 2016). Plastförorening kan även ske genom nedskräpning på gator och i vattendrag. Väl i miljön kan plastföroreningen fragmenteras och transporteras med dagvattnet till avloppssystemet.

2.4.3 Polyelektrolyter

Även om merparten av mikroplasten som påträffas i reningsverken kommer från källor uppströms kan användningen av polyelektrolyter bidra till mängden polymerer i avloppsslammet. Polyelektrolyt är laddade syntetiska polymerer som används i samband med avloppsvattenrening för flockning och avvattning av slam. Det finns både anjoniska och katjoniska polyelektrolyter som ofta har ett polymerskelett av polyakrylamid. Toxicitetstest har visat att polyelektrolyter är giftiga för vattenlevande organismer. Katjoniska polyelektrolyter anses vara mest giftiga och toxiciteten ökar med antalet laddningar på polymeren. Den toxiska effekten beror troligtvis på att polyelektrolyterna fäster på de vattenlevande organismernas gälar vilket hämmar syretransporten. När polyelektrolyter tillsätts till avloppsvattnet binder de starkt till slampartiklar och därmed minskar toxiciteten markant. Toxicitetstest visade att toxiciteten minskade mellan 33 och 80 gånger i närvaro av 50 mg l⁻¹ humussyra, jämfört med en situation utan humussyra. Viss nedbrytning av polyelektrolyter kan ske genom spjälkning av laddade sidokedjor men polymerskelettet bedöms vara persistent mot nedbrytning. Det finns inga rapporter som har påvisat negativ effekt på miljön av att sprida avloppsslam som har behandlats med polyelektrolyter. Men ämnets persistens mot nedbrytning och därmed potential till ackumulering i åkermark gör att det finns skäl att inte underskatta användningens påverkan på lång sikt (Wahlberg & Paxéus, 2003).

2.5 MILJÖPÅVERKAN, TOXICITET OCH NEDBRYTNING

Allt fler studier har visat att mikroplaster förekommer i stor mängd i miljön, följden av detta har blivit att många forskare idag beskriver fenomenet som ett potentiellt miljöproblem (Lassen *et al.*, 2015). Förordningen om registrering, utvärdering, tillstånd och begränsningar av kemiska ämnen, REACH, omfattar inte användningen av syntetiska polymerer eftersom dessa ämnen anses ha för hög molekylvikt för att utgöra någon risk (ECHA, 2012). Det finns dock några studier som visar att mikroplaster kan ha skadlig påverkan på organismer. Förekomsten av mikroplaster i miljön kan skada organismer genom att fysiskt blockerar mag- och tarmsystem. Plast i miljön misstas lätt för föda, år 2008 hade plast påträffats i 276 olika marina organismer (Moore, 2008). Denna siffra är förmodligen ännu högre idag. Dessutom antas många toxiska ämnen ha hög affinitet för plast och kan därför absorberas på plastföremålets yta. När plastföremålet fragmenteras ökar den specifika ytarean vilket i sin tur ökar tillgängligheten för hydrofoba ämnen att binda till partikeln. Detta kan innebära en ny exponeringsväg av långlivade organiska miljögifter POP:s (Persistent Organic Pollutants) som exempelvis polycykliska aromatiska kolväten (PAH), polyklorerade bifenyler (PCB), diklordifenyltrikloretan (DDT) och många andra pesticider. Många av dessa föreningar har visats kunna biomagnifieras i näringskedjan och ha skadliga egenskaper till exempel hormonstörande eller cancerogena (Lambert *et al.*, 2014). Mato *et al.* (2001) detekterade förhöjda halter PCB och DDT i polypropen-pellets som samlats in från ett kustområde i Japan. Ryan *et al.* (1988) fann en positiv korrelation mellan intag av plast och koncentration av PCB i vävnaden på havsfåglar. Slutsatsen av denna upptäckt var att toxiska kemikalier kan överföras från en upptagen värdpartikel till organismen. Norén *et al.* (2009) argumenterar dock för att även det omvända kan vara möjligt, det vill säga att miljögifter kan överföras från organismen till mikroplasten, beroende på miljögiftets affinitet till plast (Norén *et al.*, 2009).

Vid tillverkning av plast tillsätts ofta kemikalier för att ge produkten olika funktionella egenskaper, så kallade additiv. Det kan till exempel vara flamskyddsmedel och pigment. Några vanliga additiv är ftalater, bromerade flamskyddsmedel och bisfenol A (Moore, 2008). Även toxiska monomer som inte helt polymeriserats kan finnas kvar i polymermatrisen i färdiga produkter (Lassen *et al.*, 2015). I takt med att plasterna bryts ned i miljön avges de tillsatta kemikalierna från polymeren. Några kända effekter på organismer som förknippas med ftalater och bisfenol A är fördröjd mognad, ökad dödlighet och minskad fortplantningsförmåga (Lambert *et al.*, 2014). En ytterligare aspekt på detta potentiella miljöproblem är ökad tillförsel av invasiva arter till känsliga ekosystem, genom biopåväxt på plast som sedan kan transporteras långa avstånd. Detta kan i sin tur påverka den biologiska mångfalden (Derraik, 2002).

I miljön bryts plast ned både genom abiotiska och biotiska faktorer. Den abiotiska nedbrytningen sker genom UV-strålning, uppvärmning, oxidering, hydrolys och mekaniska skjuvkrafter. Denna typ av nedbrytning fungerar oftast som ett första steg innan den biotiska nedbrytningen tar över (Lambert *et al.*, 2014). I terrestra system är marktypen viktig för hur effektiv den biotiska nedbrytningen är. I en studie av César *et al.* (2009) undersöktes nedbrytning av polykaprolakton (PCL), en typ av nedbrytbar polyester, och polyeten. PCL visades ha högre nedbrytningshastighet i mark med hög lerhalt än i sandjordar. Det bedömdes

bero på att den mikrobiologiska densiteten är högre i lerjordar än i sandjordar. Nedbrytningen för polyeten var dock näst intill obefintlig (César *et al.*, 2009). Zubris & Richards (2005) påträffade mikroplaster i åkermark under markens plogsula. Detta tyder på att det sker en vertikal transport av mikroplasten genom marken. Den långsamma nedbrytningen indikerar att den plast som idag finns i miljön kommer finnas kvar lång tid framöver. Det finns en risk att detta kan försämra den ekologiska kvaliteten i terrestra system (Nizzetto *et al.*, 2016). Mikroplaster i akvatiska ekosystem har studerats betydligt mer än i terrestra, där kunskapen om förekomst och påverkan fortfarande är låg. Naturligtvis finns det stora skillnader mellan akvatiska och terrestra ekosystem, men många funktioner är lika. Många organismer i terrestra system är exempelvis till stor del vattenlevande och liksom i akvatisk miljö finns här så kallade filtrerare, det vill säga djur som livnär sig på att filtrera ut mikroskopiskt små organismer ur vattenmassor. Detta tyder på att vissa principer för påverkan av mikroplast kan appliceras från marina ekosystem till de terrestra. Om mikroplaster intas av mikro- och mesofauna förmodas de även vara möjliga att påträffa högre upp i den terrestra näringsväven (Rillig, 2012). Mark med lågt vattenflöde och hög permeabilitet är ofta förenlig med större lagringsförmåga. Detta innebär att jordbruksmark och skogsmark kan lagra mer mikroplaster än urban mark. Den mikroplast som lagras i marken kan med tiden brytas ned till mindre partiklar som lättare kan lakas ut (Nizzetto *et al.*, 2016). Huerta Lwanga *et al.* (2016) undersökte kortsiktig till medellångsiktig påverkan av olika koncentrationer mikroplast på *Lumbricus terrestris* L., som är en vanlig mask i europeiska jordar. Sammanfattningsvis visar studien att högre koncentration mikroplast orsakade viktminskning och lägre tillväxthastigheter hos *Lumbricus terrestris* L. (Huerta Lwanga *et al.*, 2016).

2.6 ANALYS AV MIKROPLAST

För att kvantifiera antalet mikroplaster används i många studier visuell analys. Det vill säga att antalet mikroplaster räknas med hjälp av mikroskop. För att underlätta den visuella analysen extraheras ofta mikroplasterna, det vill säga mikroplasterna skiljs från matrisen. Detta kan utföras på många olika sätt beroende på matrisens karaktär. Eftersom att mikroplaster hittills främst har studerats i marina system är det flesta analysmetoderna anpassade för olika typer av marina matriser. I matriser med hög organisk halt används ofta olika typer av digereringsmedel för att bryta ner den organiska matrisen. I matriser med hög mineralhalt, exempelvis sediment, kan mikroplasterna separeras ut genom att tillsätta en saltlösning med hög densitet.

2.6.1 Metoder för digerering av provmatrisen

Målet med digerering är att bryta ned så mycket som möjligt av den matris som plasten finns i utan att påverka själva polymeren. I litteraturen förslås många olika digereringsmedel så som syror, baser, oxidationsmedel och enzym. Cole *et al.* (2014) utvärderade olika digereringsmedels förmåga att bryta ned djurplankton i syfte att underlätta visuell analys av mikroplaster. Studien jämförde tre olika digereringsmedel HCl, NaOH och proteinase-K. Den minst effektiva metoden var med 1 M HCl som gav en nedbrytningseffektivitet på 82,6 %.

Behandling med 10 M NaOH inkuberat i 60°C gav en nedbrytningseffektivitet på 91,3 %. Behandlingen med enzym, proteinase-K, gav signifikant högst nedbrytningseffektivitet, mer än 97 %. Trots att behandlingen med 10 M NaOH i 60°C visades vara en relativt effektiv metod för att extrahera mikroplaster från djurplankton rekommenderas den inte av författarna eftersom behandlingen även visades påverka vissa av polymererna. Tre av fem undersökta polymerer, polyamid, polyeten och PVC, skadades eller missfärgades med denna behandling (Cole *et al.*, 2014). I en annan studie användes syrorna H₂SO₄ och HNO₃ för att bryta ned vävnad av blåmussla. Behandlingarna visades påverka vissa pH-känsliga polymerer, till exempel polyamid och polystyren (Claessens *et al.*, 2013). Nuelle *et al.* (2014) fann att det oxiderande ämnet H₂O₂, 30 %, var mer effektivt än både HCl och NaOH för att bryta ned organiskt materialet i sedimentprover. Dock observerades att även denna behandling påverkade de undersökta polymererna (Nuelle *et al.*, 2014). Karami *et al.* (2016) testade två oxiderande ämnen NaClO och H₂O₂, två baser NaOH och KOH och två syror HCl och HNO₃ för att digerera fiskvävnad. Efter tillsatts av digereringsmedlen inkuberades proverna i olika temperaturer. Syrorna reagerade mest aggressivt med polymererna och löste helt upp mikroplaster av polyamid. Behandlingen med H₂O₂ (35 %) i 50°C observerades skada polyamid och ändra färg på PET-fragment. Behandling med KOH visades ha hög nedbrytningseffektivitet av fiskvävnad i samtliga temperaturer. Dock observerades skador på mikroplaster av PET och PVC och färgförändring av polyamid i de prov som inkuberats i 50°C och 60°C. Däremot visades behandlingen vara mer skonsam mot polymererna vid 25°C och 40°C. Författarna rekommenderade därför en behandling med KOH (10 %) i 40°C i 48–72 timmar (Karami *et al.*, 2016). Mintenig *et al.* (2016) är en av få studier där förekomsten av mikroplast i avloppsslam undersöks. För att lösa upp slammatrisen användes en metod som var inspirerad av Cole *et al.* (2014) som gick ut på att först tillsätta 10 M NaOH till provet som inkuberades i 60°C under omrörning i 24 timmar. Efter inkubationstiden tillsattes HCl, 37 %, för att neutralisera lösningen. Den resulterande lösningen hade densiteten 1,14 g cm⁻³ vilket medför att de mest vanliga polymererna PP, PE och PS stiger till ytan. Provet tilläts sedimentera i 96 timmar varpå supernatanten dekanterades. Denna metod gav inte tillfredställande resultat eftersom det extraherade provet visades vara svårfiltrerad, speciellt med små filterstorlekar (Mintenig *et al.*, 2016). Digerering med 10 M NaOH har även visats skada vissa typer av plaster (Cole *et al.*, 2014).

2.6.2 Metoder för densitetseparation

För matriser som innehåller material som inte enkelt kan brytas ned behövs metoder som istället separerar mikroplasterna från matrisen. Ett alternativ är att utnyttja det faktum att många mikroplaster har låg densitet. Genom att lösa upp provet i en saltlösning som har högre densitet än mikroplaster men lägre densitet än matrisen skiljs mikroplasterna från matrisen och flyter upp till ytan. Provet kan sedan dekanteras och mikroplasterna kan analyseras separat. I flera studier har mättad NaCl-lösning (densitet 1,2 g cm⁻³) använts för denna typ av separation (Thompson *et al.*, 2004; Claessens *et al.*, 2011). Problemet med NaCl är att vissa polymerer har högre densitet än 1,2 g cm⁻³ vilket innebär att saltlösningens densitet är för låg för att kunna separera ut alla polymerer (Tabell 2). Därför har även andra lösningar

föreslagits, till exempel ZnCl_2 (densitet $1,6 - 1,7 \text{ g cm}^{-3}$) (Imhof *et al.*, 2012), natriumpolytungstat $\text{Na}_6[\text{H}_2\text{W}_{12}\text{O}_{40}]$ (densitet $1,4 \text{ g cm}^{-3}$) (Corcoran *et al.*, 2009) och NaI (densitet $1,8 \text{ g cm}^{-3}$) (Nuelle *et al.*, 2014). Fördelen med använda NaCl är att det är ett billigt salt jämfört med NaI och natriumpolytungstat. Dessutom har saltet liten miljöpåverkan jämfört med främst ZnCl_2 . Enligt tysk klassificering över farliga ämnen i vattenmiljö (WGK), klassificeras ZnCl_2 som allvarligt skadlig för vatten och natriumpolytungstat som skadlig för vatten (Nuelle *et al.*, 2014).

Tabell 2. Densitet för olika polymerer och mineralpartiklar. Den högra kolumnen visar vilka polymerer som kan separeras med de olika saltlösningarna. En NaI -lösning (60 % w/w) har tillräckligt hög densitet för att separera alla polymerer i tabellen från mineralpartiklarna. NaCl -lösning (26 % w/w) separerar endast de partiklar med lägre densitet än $1,2 \text{ g cm}^{-3}$. De utvalda polymerernas densitet är hämtade från Hidalgo-Ruz *et al.* (2012), lösningarnas densitet från Nuelle *et al.*, (2014) och mineralpartiklarnas densitet från Larsson (2008).

Partikel	Partikeldensitet [g cm^{-3}]	Densitet lösning [g cm^{-3}]
Polypropen (PP)	0,9 - 0,91	NaCl ($1,2 \text{ g cm}^{-3}$)
Polyeten (PE)	0,917 - 0,965	
Polyamid (PA)	1,02 - 1,05	
Polystyren (PS)	1,04 - 1,1	
Akryl	1,09 - 1,2	NaI ($1,8 \text{ g cm}^{-3}$)
Polymetylakrylat (PMA)	1,17 - 1,20	
Polyuretan (PUR)	1,2	
Polyvinyl alkohol (PVA)	1,19 - 1,31	
Polyvinylklorid (PVC)	1,16 - 1,58	
Polyetentereftalat (PET)	1,37 - 1,45	
Polyoximetylen (POM)	1,41 - 1,61	
Polyester (PES)	1,24 - 2,3	
Mineral	2,4 - 3,0	

Det finns även olika tillvägagångssätt att utföra densitetsseparationen av mikroplaster. Ett sätt är att skaka provet i saltlösningen, låta provet sedimentera och därefter dekantera supernatanten över ett filter. Denna procedur bör upprepas ett antal gånger för att få en maximal separation (Zubris & Richards, 2005; Claessens *et al.*, 2011). Claessens *et al.* (2011) har validerat metoden genom att spika rena sedimentprov med mikroplaster i liknande storlek som de som påträffades i de skarpa proverna. Metoden återgav 68 – 97,5 % av de tillsatta mikroplasterna. I en senare studie av Claessens *et al.* (2013) placerades sedimentprovet i en behållare, formad som ett rör, och en uppåtriktad vattenström skapades genom att tvinga in kranvatten och luft underifrån. Luft- och vattenströmmen fluidiserade provet och förde med sig de lättare partiklarna till toppen på behållaren medan de tyngre stannade kvar på botten. Högst upp på röret placerades ett filter med $35 \mu\text{m}$ maskstorlek, som fångade upp partiklarna innan de lämnade behållaren. För att maximera separationseffektiviteten måste luft- och vattenströmmens flödes hastighet optimeras efter den specifika matrisen. Det material som samlades upp på filtret behandlades ytterligare genom att skaka och centrifugera provet i en NaI -lösning med densiteten $1,6 \text{ g cm}^{-3}$. Efter att provet fått sedimentera dekanterades det över ett $5 \mu\text{m}$ filter. Detta steg upprepades två till tre gånger. Därefter studerades de separerade

proven i mikroskop. Valideringen av metoden utfördes på samma sätt som i Claessens *et al.* (2011), genom att spika rena sedimentprov med ett känt antal mikroplaster. Effektiviteten för separationsmetoden var 100 % för mikroplaster, undantaget syntetiska fiber. För syntetiska fiber var separationen 98 % (Claessens *et al.*, 2013). Mahon *et al.* (2017) använde samma metod för att analysera mikroplast i avloppsslam. Avloppsslamsprovet fluidiserades genom att tvinga in kranvatten och luft underifrån, partiklarna fångades på ett 250 µm filter. Materialet på filtret samlades upp och skakades i ZnCl₂-lösning. För att estimeras metodens effektivitet utfördes tester med rena sedimentprover som spikades med HDPE och PVC mikroplaster. Effektiviteten estimerades till 80 % (Mahon *et al.*, 2017).

Imhof *et al.* (2012) konstruerade en separationsanordning för att separera mikroplaster från sediment, anordningen gavs namnet Munich Plastic Sediment Separator (MPSS). MPSS bestod av en sedimentbehållare, ett stigrör och en uppdelningskammare. I botten på MPSS var ett rotorblad monterat kopplat till en motor. Stigröret och sedimentbehållare monterades ihop och fylldes till 85 % med ZnCl₂-lösning. Provet hölls först i suspension under omrörning och fick sedan sedimentera. Uppdelningskammaren monterades på stigröret och en ny omgång ZnCl₂-lösning tillsattes i botten på MPSS, så att ytan steg och förde med sig de partiklar som inte sedimenterat, till exempel mikroplaster. Med en kulventil kunde översta delen av uppdelningskammaren isoleras och vattnet där i filtrerades. Validering av metoden visade att separationen av större mikroplaster, 1 - 5 mm var 100 % och de mindre, <1 mm, var 95,5 % (Imhof *et al.*, 2012).

2.6.3 Mikroskopering

En vanlig metod att analysera mikroplaster är med stereomikroskop (Magnusson & Norén, 2014; Claessens *et al.*, 2011; Strand & Tairova, 2016; Corcoran *et al.*, 2009). Andra studier har använt polarisationsmikroskop (Habib *et al.*, 1996; Zubris & Richards, 2005). Med polariserat ljus lyser mikroplasterna upp vilket förenklar den visuella analysen (Zubris & Richards, 2005). Vid osäkerhet om partikeln är syntetiskt eller ej kan ett smälttest utföras. Partikeln placeras på ett objektglas och upphettas över lågan från en alkoholbrännare. De flesta syntetiska partiklar smälter medan de flesta icke-syntetiska inte gör det (Magnusson & Norén, 2014). För att identifiera mikroplasternas kemiska struktur kan de analyseras med Fourier-Transform-IR-spektrofotometer (FTIR). Tekniken går ut på att den analyserade partikeln strålas med infrarött ljus. Vissa våglängder kommer då att absorberas av partikeln. Genom att tolka det spektra som absorberas kan information erhållas om vilka kemiska bindningar partikeln innehåller. Detta gör det möjligt att identifiera vilken polymer som den aktuella partikeln är uppbyggd av. FTIR är lämplig för kvalitativa bestämningar eftersom dess breda spektrum, från 0,8 µm till 1000 µm, gör att olika ämnens karaktäristiska toppar går att skilja i absorptionspektrumet (Simonsen, 2005).

En mer avancerad metod är att koppla FTIR-detektorn till mikroskop, så kallad mikro-FTIR. På så sätt kan mikroplaster detekteras och kemisk sammansättning bestämmas utan att först utföra visuell analys. Metoden fungerar på små partiklar, ned till 20 µm, och upptäcker även transparenta partiklar som ibland kan vara svåra att analysera visuellt. Mikro-FTIR är dock en

tidskrävande analysmetod. Men tidskonsumtionen kan reduceras genom att använda detektormatris bestående av detektorer i en $n \times n$ -matris. Det innebär att FTIR-analysen kan utföras på en större yta där varje mätning resulterar i n^2 spektra. Metoden har använts för att kvantifiera mikroplast i avloppsslam. För att spara tid kan man välja att bara analysera en del av varje filter (Mintenić *et al.*, 2016).

2.7 KONTAMINATIONSRISK

Den idag utbredda användningen av plast medför att det är viktigt att tänka igenom hur risken för kontamination kan minimeras i samband med analys av mikroplast i olika matriser. Kontaminationen kan dels ske genom fragmentering av olika material, exempelvis kläder av syntetiska material. För att minska risken bör därför kläder av icke-syntetiskt material användas vid hantering av proverna. Fältprovtagningen bör, om möjligt, utföras mot vindens riktning för att minska risken att partiklar överförs från provtagaren till provet. Laboratorieutrustning bör diskas noggrant innan användning och sköljas med milliQ (Jönsson, 2016). För att uppskatta eventuell kontaminering kan kontrollprover tas, som hanteras på samma sätt som övriga prover. Genom att förvara proverna under lock minskas risken för luftburen kontamination. Dessa åtgärder är extra viktiga då prover analyseras som kan förväntas innehålla syntetiska fiber, som är den typ av mikroplast som vanligast kontaminerar via luften (Norén *et al.*, 2014).

3 MATERIAL OCH METODER

3.1 PROVTAGNING AVLOPPSSLAM

Provtagningen av avloppsslam utfördes på tre olika avloppsreningsverk, Kungsängsverket, Ryaverket och Långeviksverket. Samtliga reningsverk använde rötning som efterbehandlingsmetod. Det slam som analyserades i denna studie var avvattnat rötat slam, det vill säga den typ av slam som har spridits på de undersökta åkermarkerna. Proverna förvarades kylrum, 4°C, innan de analyseras. Avloppsslammets torrsubstanshalt bestämdes genom att väga upp cirka 5 g slam i förvägda glasburkar. Vikten noterades med 3 decimaler. Proven torkades i 105°C i 24 timmar, vägdes på nytt och torrsubstanshalten beräknades. Analysen utfördes med tre replikat från varje reningsverk. För att minska risken för smittspridning användes dubbla laboratoriehandskar. De ytor där hanteringen av proverna utförts tvättades noga med 70 % etanol. Utrustning, verktyg och behållare som kommit i kontakt med avloppsslammet diskades först noggrant och steriliserades sedan med autoklav.

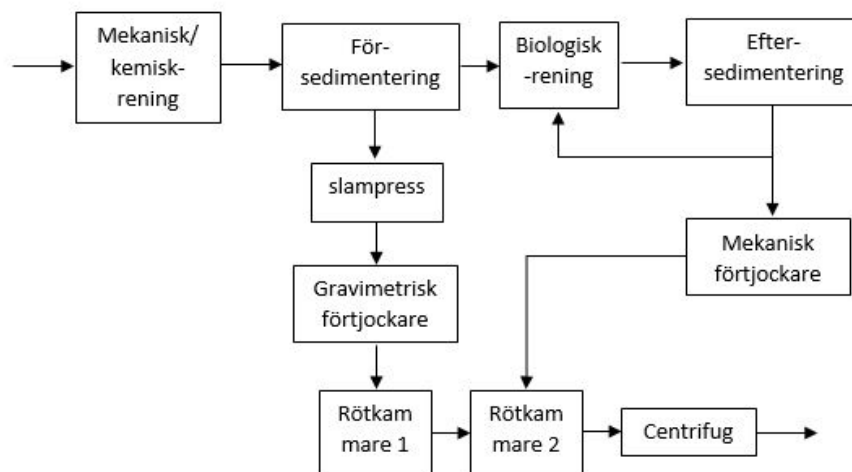
3.1.1 Kungsängsverket i Västerås

Kungsängsverket i Västerås har varit i drift sedan 1938 och renar idag omkring 50 miljoner liter vatten per dygn. År 2015 behandlade reningsverket avloppsvatten motsvarande 104 786 personekvivalenter (Pe). Det material som sedimenteras i försedimentationsprocessen leds bort för vidare slambehandling. Efter det biologiska reningssteget får avloppsvattnet

sedimentera ytterligare en gång, detta kallas för slutsedimentation. Det slam som sedimenterar i slutsedimentationen förs tillbaka till det biologiska reningssteget. Överskottsslam förs vidare för vidare slambehandling (Mälarenergi, 2015).

Primärslammet från försedimenteringen pressas genom en sil i syfte att avskilja hår och fiber. Därefter förtjockas slammet i en gravimetrisk slamförtjockare innan det leds till reningsverkets första röt-kammare. Vid gravimetrisk förtjockning avvattnas avloppsslammet genom att det trycks ihop av sin egen tyngd. Överskottsslam från slutsedimentationen leds direkt, via mekanisk förtjockning, till den andra röt-kammaren där det blandas med rötat primärslam (Figur 2). Röttningsanläggningen tar även emot slam från två av kommunens mindre reningsverk Skultuna och Flintavik. Detta slam förs direkt in i den första röt-kammaren. Rötningen pågår under cirka 20 dygn i 36°C. Det rötade avloppsslammet förs vidare till slamförråd. Efter lagringen avvattnas slammet ytterligare genom att först tillsätta polymer och sedan leda slammet genom en centrifug, efter detta steg har slammet en maximal torrsbstanshalt på 25 %. Rejektvattnet från centrifugen återförs till biobassänger. Av de totalt 2 917 ton slam (TS) som producerades under 2014 spreds 2 119 ton slam (TS) på åkermark (Mälarenergi, 2015).

Kungsängsverket i Västerås är idag inte REVAQ-certifierat. Men 2016 beslutades att reningsverket ska vidta de åtgärder som behövs för att få certifieringen. Detta beslut planeras att genomföras under 2019 (Mälarenergi, 2017). Kungsängsverket har levererat slam till försöket Organiska Restprodukter i Cirkulation (ORC) i Västerås sedan dess start 1998 (Ericsson, personlig kommunikation 2016).



Figur 2. Processchema över avloppsslammets väg genom Kungsängsverket i Västerås. Avloppsvattnet tillförs högst upp till vänster i figuren och det färdiga slammet lämnar processen längst ner till höger.

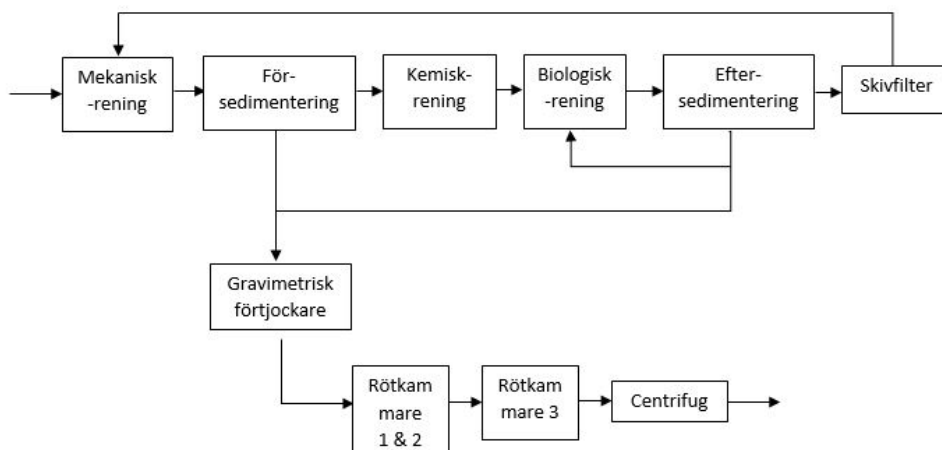
3.1.2 Ryaverket i Göteborg

Ryaverket i Göteborg har varit i drift sedan 1972 och i slutet av 2015 behandlade reningsverket avloppsvatten motsvarande 806 575 Pe. Mängden inkommande avloppsvatten

kan upp till fyrdubblas på regniga dagar eftersom reningsverket även tar emot dagvatten från centrala Göteborg och Mölndal. Under ett år består ungefär hälften av det inkommande vattnet av dagvatten, dräneringsvatten och inläckande vatten. Vattnet leds först till det mekaniska reningssteget som avlutas med försedimentering, det sedimenterade materialet leds bort för slamhantering. Efter den biologiska behandlingen pumpas vattnet till eftersedimenteringsbassänger. Det material som sedimenterar leds vid normala vattenmängder tillbaka till försedimenteringen. Vid höga vattenmängder går dock slammet direkt vidare till slamhanteringen. Merparten, beroende på vattenmängd, återcirkuleras i den biologiska reningsprocessen och genomgår vidare biologisk och kemisk rening. Innan avloppsvattnet släpps ut går det genom en skivfilteranläggning. Denna anläggning består av filterdukar med filterstorlek 15 μm som avskiljer vattnet från partiklar innan de lämnar reningsverket. Det filtrerade materialet leds tillbaka till det mekaniska reningssteget (Figur 3) (Mattsson, 2016).

Det slam som separeras från avloppsvattnet genom för- och eftersedimentation leds till gravimetrisk förtjockare (Figur 3). Ryaverket har tre rötkammare, två i betong med volymen 11 400 m^3 vardera och en lite mindre i rostfritt, 4 260 m^3 . Slammet inkommer först till de två stora rötkammarna och rötas där mesofilt i 37°C i cirka 15 dygn. Därefter förs slammet över till den mindre rötkammaren som är uppvärmd. I rötningsprocessen rötas även fett och matavfall från restauranger och livsmedelsproducenter. Även annat organiskt material som uppkommer vid produktion och spill från livsmedelsindustrin, som inte är klassificerat som animalisk biprodukt eller riskerar att påverka slamkvaliteten negativt tas emot i rötningsanläggningen. Det rötade slammet förs sedan vidare till en centrifug där det avvattnas.

Ryaverkets totala produktion av slam 2014 var 14 846 ton (TS). Av denna mängd återfördes 6 284 ton (TS) till jordbruket. Sedan 2009 är Ryaverket REVAQ certifierat (Mattsson, 2016). Ryaverket är ett av de reningsverk som har levererat slam till försöket i Lanna, vars jord analyseras i denna studie (Börjesson, personlig kommunikation 2016).



Figur 3. Processchema över slammets väg genom Ryaverket i Göteborg. Avloppsvattnet kommer in högst upp till vänster i figuren och det färdiga slammet lämnar processen längst ner till höger.

3.1.3 Långeviksverket i Lysekil

Avloppsreningsverket i Långevik är det största i Lysekils kommun med 14 000 Pe och tar emot spillvatten och dagvatten från kommunens centrala delar. Reningsprocessen i Långevik består, i likhet med tidigare beskrivna reningsverk, av tre steg mekanisk-, biologisk- samt kemisk rening. Efter den mekaniska reningen leds avloppsvattnet till försedimentering och därefter vidare till biologisk rening med biobäddar. När vattnets flödat igenom dessa steg tillsätts fällningskemikalie. Det slam som bildas under processen genomgår ytterligare tre steg förtjockning, rötning och avvattning. Det färdigbehandlade slammet används som täckmaterial för deponier (LEVA, 2016).

3.2 PROVTAGNING SJORDAR

De åkermarker som valdes ut för provtagningen är del av försöket Organic Residues in Circulation (ORC) i Västmanland och Lanna-försöket i Västra Götaland. ORC-försöket på Brunnby gård utanför Västerås upprättades 1998. Syftet med detta långsiktiga fältförsök är att studera hur spridning av växtnäring i form av organiska restprodukter påverkar åkermarkens kemiska, fysikaliska och mikrobiologiska egenskaper. De restprodukter som studeras är hushållskompost blandat med parkavfall, biogödsel från biogasframställning, flytgödsel från svin, fast gödsel från nötkreatur och rötslam från avloppsreningsverk. Åkermarken har 38 - 45 % lerhalt och klassificeras enligt *World Reference Base for Soil Resources* (WRB) som en Eutric Cambisol. Cambisoler är unga jordar med bra struktur, stor vattenhållande förmåga och hög lerhalt. Dessa egenskaper kännetecknar generellt en god jordbruksjord. Försöket är utformat i block à 90 m² där varje organisk restprodukt sprids i fyra rutor vardera. Växtföljden består av havre och korn för samtliga led. Rötslammet sprids enligt gällande svensk praxis på hösten innan jorden plöjs och ogräsbekämpning sker årligen i alla led genom besprutning. I medeltal sprids 1 335 kg (TS) avloppsslam per hektar och år. ORC-försöket är upprättat som ett samarbete mellan Mälardalens högskola, Sverige lantbruksuniversitet, VafabMiljö, Svensk Växtkraft AB, Eskilstuna Energi samt Miljö och Hushållningssällskapet i Västmanland (Odlare, 2007). Det avloppsslam som har spridits på åkermarken är rötat slam från Kungsängsverket i Västerås (Ericsson, personlig kommunikation 2016).

Lanna forskningsstation ligger i västra Sverige och ägs och drivs av Sveriges lantbruksuniversitet. Stationen anlades redan 1929 och idag bedrivs en mängd olika försöksverksamheter på gården, bland annat långsiktiga växtnäringsförsök. Marken i Lanna består främst av mellanlera och styvlera (SLU, 2016). Jorden i Lanna klassificeras enligt *Soil Taxonomi* som en Aquic Haplocryept som är utvecklad på en kvartär finkornig lera. År 1996 upprättades ett långliggande försök där jorden tillförs fyra olika typer av organisk växtnäring, bland annat avvattnat, rötat slam från avloppsreningsverk. Den växtföljd som har tillämpats på åkermarken är havre och korn. Alla led har plogats på hösten efter skörd och harvats 4 - 5 gånger per växtsäsong. Vid behov har herbicider använts. I likhet med ORC-försöket är åkermarken uppdelad i rutor à 112 m² där varje organisk växtnäring är spridda fyra rutor vardera. Avloppsslammet har spridits vartannat år sedan starten av försöket. Vid varje tillfälle har 17,1 ton (TS) avloppsslam per hektar spridits, 8,55 ton (TS) per hektar och år. Detta är

ungefär 12 gånger mer än vad som får spridas på åkermark enligt svensk lagstiftning (Kätterer *et al.*, 2014). Det slam som har spridits på åkermarken i Lanna kommer dels från kommunala reningsverk i området kring Lanna och dels från Ryaverket i Göteborg (Börjesson, personlig kommunikation 2016).

3.3 PROVTAGNINGSMETODIK

Prover av åkermark som gödslats med avloppsslam togs från mark som ingår i ORC- och Lanna-försöken. Kontrollprover, jord som inte gödslats med slam, togs från ORC-försökets kontrolllyta. Samtliga prover togs från åkermarkens matjord, vilket är det lager som sträcker sig från markytan ner till plogsulan. Detta lager kan antas vara förhållandevis homogen till följd av omrörning vid brukandet av marken. Provtagningen utfördes på 0 - 10 cm djup med jordprovsborr. Åkermarkerna som ingår i ORC- respektive Lanna-försöket har 4 försöksrutor vardera som gödslats med avloppsslam. Provtagningen utfördes med ett prov från varje ruta. Från ORC-försöket togs även prover från de 4 kontrollrutor, utan tillsatt avloppsslam. Provtagningen utfördes på samma sätt som för provtagningen av de rutor som var gödslade med avloppsslam.

Eftersom att föroreningsbilden antogs vara jämnt fördelad över åkermarken användes ett slumpmässigt provtagningsmönster. Provtagningspunkterna valdes genom att dela in försöksrutorna i ett tvådimensionellt koordinatsystem. Med hjälp av slumpgeneratoren i Excel valdes ett avstånd i meter inom provområdets spatiala utbredning, från ett utvalt hörn. Detta blev provpunktens X-koordinat, detta upprepades för att välja provpunktens Y-koordinat. Ungefär 250 g jordprov sparades från varje lager i provpunkten. Provtagningen utfördes med provtagningsborr och proverna förvarades i pappkartonger med storleken 500 ml. Efter provtagningen förvarades proverna i kylrum, 4°C, innan de torkades i stora petriskålar i 35°C tills proven blev lufttorra. Under provtagningen användes endast kläder av icke-syntetiskt material. Hanteringen av proverna utfördes mot vindens riktning.

3.4 ANALYS AVLOPPSSLAM

3.4.1 Metodutveckling analys av mikroplast i avloppsslam

I metodutvecklingens första fas studerades olika tillvägagångsätt att digerera avloppsslamsmatrisen utan att skada mikroplasterna. De flesta studier som har undersökt digereringsmetoder i samband med analys av mikroplast är utförda på andra typer av organiska matriser än avloppsslam. Ett undantag är Mintenig *et al.* (2016) som löste upp avloppsslam med NaOH. Denna metod gav en icke tillfredställande nedbrytningseffektivitet, dessutom har den visats skada vissa typer av polymerer (Mintenig *et al.*, 2016; Cole *et al.*, 2014).

I denna studie undersöktes två digereringsmedels förmåga att bryta ned den organiska matrisen i avloppsslam, KOH och H₂O₂. Försöken med KOH och H₂O₂ utformades efter en metod som är beskriven i Karami *et al.* (2016). 50 g slamprov vägdes upp och sattes till en 1 000 ml glasburk. Därefter tillsattes 500 ml KOH-lösning (10 %) och H₂O₂-lösning (33 % och

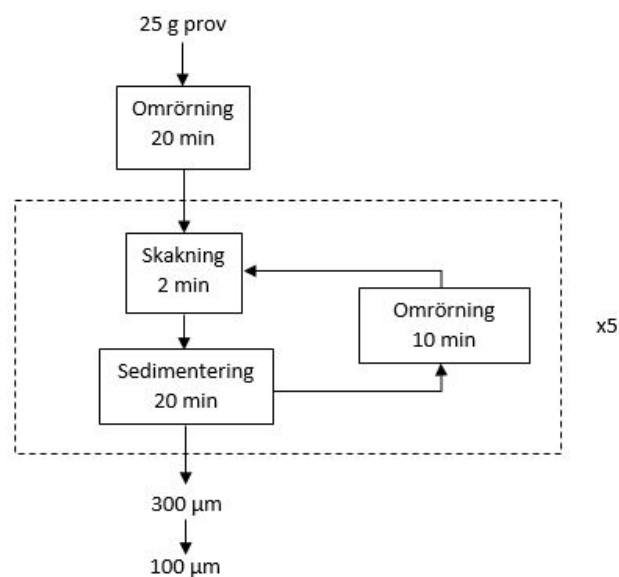
15 %). Alla prover inkuberades i 96 timmar, var 12e timme utfördes en visuell inspektion varpå provet rördes om. Burkarna med KOH-lösning inkuberades i antingen 40°C eller 50°C. H₂O₂ (33 %) inkuberades bara i 50°C medan H₂O₂ (15 %) inkuberades i först i rumstemperatur i 48 timmar, sedan 24 timmar i 40°C och sist 24 timmar i 50°C. Efter inkuberingen filtrerades proverna sekventiellt genom ett 300 µm och 100 µm filter och en delmängd från 100 µm filtratet filtrerades även genom ett 20 µm filter. De filtrerade proverna torkades i 50°C över natten. Därefter vägdes de för att beräkna nedbrytningens effektivitet.

Det första steget i digereringsprocessen gav inte tillfredsställande resultat för något av avloppsslamsproverna. Nedbrytningseffektiviteten var låg med samtliga digereringsmedel, på filtret påträffades stora mängder transparenta fibrer vars närvaro försvårade den visuella analysen. Bäst resultat erhöles dock i det prov som inkuberats med KOH (10 %) i 60°C. Därför studerades effekten av att använda ytterligare ett steg i digereringsprocessen och dessutom minskades provmängden till 25 g. Avloppsslammet blandades med 250 ml KOH (10 %) i 1 000 ml-glasburkar, och inkuberades i 40°C i 72 timmar. Därefter filtrerades de sekventiellt genom filter med maskstorlek 300 µm och 100 µm. Materialet på filtret fördes över till en ren glasburk, 500 ml. Till samtliga glasburkar tillsattes först 25 ml acetatbuffert med pH 4,5 och därefter 2 ml, 5 ml och 10 ml cellulas till vardera prov. Cellulas är en grupp enzym som bryter ner cellulosa vilket är en av de huvudsakliga beståndsdelarna av det organiska materialet i avloppsslam. Efter tillsatsen av cellulas inkuberades proverna i 50°C i 72 timmar. Inte heller denna metod gav något tillfredsställande resultat. De transparenta fibrerna påverkades men nedbrytningen var inte fullständig vilket gjorde att det icke-nedbrutna materialet klumpade ihop sig till en homogen massa, detta försvårade den visuella analysen ytterligare.

Eftersom ingen av de testade metoderna gav något tillfredsställande resultat övergavs idén om att bryta ned provmatrisen. Istället utvecklades en metod att separera mikroplasten från avloppsslammet med densitetsseparation. Denna utfördes genom att lösa upp avloppsslam i en glasburk med mättad NaCl-lösning (densitet 1,2 g cm⁻³). Lösningen skakades och tilläts därefter sedimentera. Efter provet fått sedimentera hade lösningen skiktat sig med ett tjockt lager på botten och ett lager bestående av icke-sedimenterande material blandat med ett ljusbrunt skum vid ytan. Mellan dessa lager var lösningen förhållandevis klar. När det översta lagret dekanterades uppstod problem med att lagret på ytan rörde sig tillbaka till bottenlagret i glasburken. Detta ledde till att separationen blev ofullständig. För att undvika detta problem införskaffades en så kallad stekpipett med vilken det övre lagret kunde sugas upp utan komma i kontakt med det sedimenterade materialet i botten på glasburken. Vanligen används stekpipetter vid matlagning för att suga upp stekflott eller marinad. Stekpipettens storlek möjliggjorde att en större mängd material kunde sugas upp, dessutom var öppningen på pipetten tillräckligt stor för att suga upp materialet utan att pipetten sattes igen.

3.4.2 Utvecklad metod för analys av mikroplast i avloppsslam

I den metod som till slut användes i denna studie tillsattes 25 g avloppsslam till en 1000 ml glasburk. Till glasburken tillsattes därefter 500 ml mättad NaCl-lösning. Lösningens densitet kontrollerades genom att väg 1 ml av lösningen, uppmätt med automatpipett, på en analysvåg. För att lösa upp slammet i saltlösningen rördes provet om med magnetomrörare i 20 min. Provet skakades sedan för hand i två minuter och tilläts sedimentera i ytterligare 20 min. Det lager som separerats till ytan på lösningen sögs upp med en stekpipett, innehållet i denna tömdes sedan i ett uppsamlingskärl. Glasburken med saltlösning och avloppsslam fylldes på så att den på nytt innehöll 500 ml. Därefter placerades den på magnetomröraren i 10 min och proceduren upprepades (Figur 4). Stekpipetten sköljdes noggrant över uppsamlingskärlet mellan varje prov samt diskades för att undvika kontamination.



Figur 4. Flödesschema över metoden för att analysera mikroplast i avloppsslam. De boxar som är inom den streckade boxen upprepades 5 gånger.

Efter fem upprepningar filtrerades det dekanterade materialet först genom filter med maskstorlek 300 µm och därefter genom filter med maskstorlek 100 µm (Figur 4). För att underlätta den visuella analysen spreds varje prov ut på två filter med maskstorlek 300 µm och två filter med maskstorlek 100 µm filter. Analysen av avloppsslam utfördes med tre replikat för respektive reningsverk. Ett kontrollprov analyserades parallellt med proverna från respektive reningsverk, totalt tre kontrollprov. Analysen av kontrollprovet utfördes på samma sätt som de skarpa proverna, förutom att inget avloppsslamsprov tillsattes glasburken. Kontrollproven filtrerades på ett 300 µm och ett 100 µm filter. All hanteringen av proverna utan lock utfördes i dragskåp för att minska risken för kontamination från luften.

3.5 ANALYS ÅKERMARK

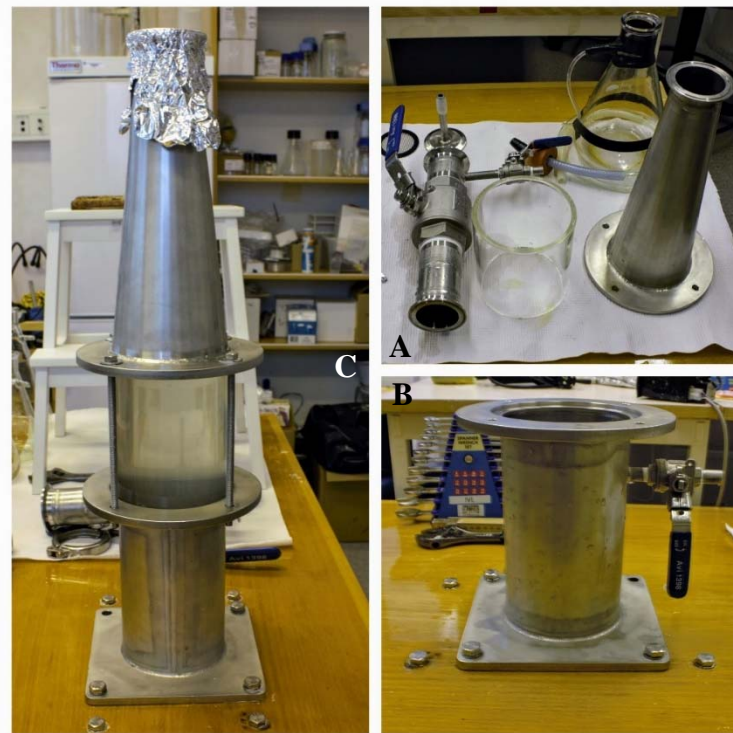
3.5.1 Metod för analys av åkermark

För att kvantifiera mikroplastkoncentrationen i de undersökta åkermarkerna användes en modifierad version av den anordning som beskrivs i Imhof *et al.* (2012). Anordningen består av en provbehållare, stigrör i två delar samt en uppdelningskammare.

Provbehållarens bestod av en cylinder med volymen 2 260 ml. I botten av denna fanns ett rotorblad kopplad till en motor som roterade med hastigheten 14 varv/min. Enligt Imhof *et al.* (2012) bör inte provbehållaren fyllas upp med sediment högre än 4 - 5 cm över rotorbladet för att få en effektiv separation, detta bör även gälla för jord. Provbehållaren var utrustad med en ventil genom vilken saltlösning kunde fyllas och tömmas som var belägen ovanför högsta nivån för jordprovet (Figur 5).

Ovanpå provbehållaren fanns stigröret som bestod av två delar, en cylinder av glas samt ett konformat rör i rostfritt stål (Figur 5). Dessa monterades ovanpå varandra och den gemensamma volymen var då 3 840 ml, glasdel 1 720 ml och del i rostfritt stål 2 120 ml. Stigröret var utformat utan skarpa kanter för att minimera risken att delar av partiklar från provet fastnade på anordningens kanter. Stigrörets glasdel möjliggjorde kontroll av sedimentationens utveckling. Denna del fanns inte i den ursprungliga anordningen som användes av Imhof *et al.* (2012).

På stigröret monterades en uppdelningskammare av rostfritt stål med volymen 750 ml. Uppdelningskammaren var utrustad med en kulventil, med hjälp av denna kunde det översta vattenlagret, 350 ml, separeras från den övriga vattenpelaren. På så sätt isolerades de partiklar som inte sedimenterat under processen, det vill säga de som hade densitet lägre än den mättade NaCl-lösningen ($1,2 \text{ g cm}^{-3}$). Överst på uppdelningskammaren fanns en filterhållare med en pip längst upp som kunde monteras i en filteruppställning (Figur 5). I denna studie används benämningen *separationstorn* för den beskrivna densitetsseparationsutrustningen.



Figur 5. Separationstornet. A) visas från vänster uppdelningskammaren, stigrörets glasdel, stigrörets del i rostfritt stål. Överst i bilden visas e-kolven som användes för att fylla på saltlösningen efter provet fått sedimentera. B) separationstornets provbehållare, på höger sida av provbehållarens syns den ventil som används för att fylla på saltlösning efter sedimentationen. C) provbehållare och stigrör monterad, stigrörets öppning täcks av aluminiumfolie för att minska risken för kontamination från luften.

Natriumkloridlösning bereddes och lösningens densitet kontrollerades genom att väga upp 1 ml av lösningen med automatpipett på en analysvåg. Den mättade saltlösningens densitet var $1,2 \text{ g cm}^{-3}$. Provbehållare och stigrör monterades ihop. Den beredda saltlösningen introducerades till separationstornet från öppningen överst på stigröret och fylldes till den övre kanten på stigrörets glasdel vilket motsvarade ca 3,8 liter. Jordprover mellan 160 och 189 g analyserades. För att förstöra provets aggregatstruktur löstes det upp i 500 ml saltlösning rördes om tills det hade homogeniserats, ca 10 min. Provet siktades sedan genom en 3 mm sikt för att få bort de grövsta partiklarna. Sikten analyserades i stereomikroskop och eventuella antropogena partiklar noterades. Motorn till rotorbladet i provbehållaren startades och sattes till 14 varv/min. Därefter tillsattes det uppslammade jordprovet i öppningen på stigröret genom en glastratt. Sikt, glasbägare och glastratt sköljdes noggrant med saltlösning ner i tornet. Även insidan på stigröret sköljdes noggrant för att minska risken att partiklar från provet fastnade på separationstornets kant, över vattenpelarens yta. Provet fick sedan stå under omrörning över natten, minst 8 timmar. Därefter stängdes rotorn av och provet tilläts sedimentera ca 7 timmar. Under denna tid täcktes öppningen på tornet med aluminiumfolie för att minska risken för kontamination via luften.

Efter att provet fått sedimentera monterades uppdelningskammen på stigröret och ny saltlösning tillsattes genom ventilen i provbehållaren. Vattenpelarens yta steg och förde med sig de partiklar som inte sedimenterat.

Överst på uppdelningskammaren placerades ett filter med maskstorlek 300 μm i filterhållaren. Efter att den nya saltlösningen introducerats isolerades den översta delen av vattenpelaren genom att stänga kulventilen i uppdelningskammaren. Därefter tömdes tornet genom ventilen i provbehållaren. Innehållet i uppdelningskammaren filtrerades med vakuumsug, filtratet samlades upp i en ren e-kolv och filtrerades på nytt genom ett 100 μm filter (Figur 6). Efter filtreringen sköljdes filtren med milli-Q för att tvätta bort kvarvarande saltlösning och förvarades sedan i märkta petriskålar innan den visuella analysen. Innan filtren användes sköljdes de noggrant i kranvatten och undersöktes i mikroskop, eventuella partiklar på filtren avlägsnades. All hanteringen av proverna utan lock utfördes i dragskåp för att minska risken för kontamination från luften.



Figur 6. Till vänster visas uppställningen vid introduktion av ny saltlösning genom ventilen i provbehållaren. Till höger visas filtreringen av det separerade provet genom filter med maskstorlek 300 μm . Provet som går igenom filtret samlas upp i e-kolven underst i bilden och filtreras på nytt genom ett filter med maskstorlek 100 μm .

3.5.2 Uppskattning av separationseffektivitet

För att uppskatta metodens separationseffektivitet spikades lufttorkad jord som inte gödslats med avloppsslam med 2 – 3 mm stora partiklar av fyra olika polymerslag, HDPE, PP, PA samt PET. HDPE, PP och PA har alla en densitet under 1,2 g cm^{-3} och borde följaktligen separeras från provmatrisen i mättad NaCl-lösning om metoden är tillräckligt effektiv (Tabell 2). Däremot har PET en densitet som är högre än 1,2 g cm^{-3} och borde därför sedimentera till botten. PET används bland annat för att tillverka kläder och är därför en tänkbar mikroplast att påträffa i jord som är gödslad med avloppsslam. Samma metod användes som den som beskrivits för att kvantifiera mikroplast i åkermark. Efter provet löstes upp i NaCl-saltlösning och siktats tillsattes tre partiklar av respektive polymer. Separationsprocessen utfördes enligt ovan beskrivna metod, därefter filtrerades det översta lagret i vattenpelaren genom 300 μm

filter. Antalet partiklar summerades och därmed uppskattades metodens effektivitet. Densitetsseparationen upprepades tre gånger.

3.6 BERÄKNING AV FÖRVÄNTAD KONCENTRATION MIKORPLAST I ÅKERMARK

Den förväntade koncentrationen av mikroplaster i åkermark som gödslats med avloppsslam beräknades genom att använda uppmätta koncentrationer av mikroplaster i avloppsslam från denna undersökning samt från tidigare studier. Vidare användes de plastspecifika parametrar i Tabell 3 för att beräkna nedblandningen av plast i jorden. Det plogdjup som användes är ett medelvärde på det intervall som angavs vid samtal med anställd personal på åkermarkerna, 20 - 30 cm för åkermarken i Lanna och 18 - 20 cm för åkermarken i Västerås.

Tabell 3. Platsspecifika parametrar som användes för att beräkna koncentrationen av mikroplaster i Lanna och Västerås, (Kätterer et al., 2014)¹(Odlare, 2007)². Inget litteraturvärde för åkermarkens skrymdensitet i Västerås hittades, efter att ha rådgjort med försöksledaren för ORC-försöket användes värdet 1250 kg m⁻³i beräkningen (Ericsson, personlig kommunikation 2017).

Parameter	Lanna	Västerås
Mängd gödsel [kg(TS) m ⁻² år ⁻¹]	0,8550 ¹	0,1335 ²
Försökstid [år]	20 ¹	18 ²
Plogdjup [m]	0,25	0,19
Skrymdensitet torr jord [kg m ⁻³]	1 300 ¹	1 250

De förväntade koncentrationerna av mikroplast i åkermark beräknades med ekvation (1).

$$K_{\text{Å}} = \frac{G T K_S}{P \rho} \quad (1)$$

K_Å = Koncentration i åkermark [Antal kg⁻¹ torr jord]

G = Mängd gödsel [kg(TS) m⁻² år⁻¹]

T = Försökstid [år]

K_S = Koncentration i avloppsslam [Antal kg⁻¹ (TS)] från Mahon *et al.* (2017), Mintenig *et al.* (2016), Zubris & Richards (2005) samt resultatet från denna studie

P = Plogdjup [m]

ρ = Densitet torr jord [kg m⁻³]

Mahon *et al.* (2017) och Mintenig *et al.* (2016) analyserade avloppsslam från sju respektive sex olika reningsverk. Från dessa studier användes uppmätta högsta, lägsta samt medelkoncentration av mikroplaster i avloppsslam. Från resultatet av slamanalysen i denna studie användes den uppmätta medelkoncentrationen i Ryaverket till beräkningen för Lanna och i Kungsängsverket för Västerås.

3.7 METOD FÖR MIKROSKOPERING

Efter filtrering undersöktes proverna visuellt med mikroskop, 40x förstoring. Mikroplaster delades efter form i fraktionerna *syntetfiber*, *fragment* och *flaga*. Syntetiska fibrer kännetecknades av att ändarna var skarpt avskurna till skillnad från fiber av icke-syntetiskt material, som bomull, silke och linne. Detta beror på att de icke-syntetiska fibrerna är spunna medan syntetiska är extruderade (Habib *et al.*, 1996). Vidare var de icke-syntetiska fibrerna plattare vilket enklast observerades i krökningen av fibern (Zubris & Richards, 2005). Andra icke-syntetiska fibrer som hår och kitinspröt kännetecknades av att fibern har en jämn avsmalning. På samma sätt som i Magnusson & Norén (2014) delades alla mikroplaster med tydlig tredimensionell struktur in i fraktionen *fragment*. De med en mer ”tvådimensionell struktur” delades in i fraktionen *flaga*. Om partikeln var elastisk, inte hade någon cellulär struktur samt inte fragmenterades vid beröring räknades den som en plastpartikel. Vid osäkerhet om partikeln var syntetisk placerades denna på ett objektglas och fördes över lågan på en alkoholbrännare, till skillnad från många andra partiklar smälter mikroplaster vid upphettning. Efter filtrering förvarades filtren i petriskålar, märkta med provets kod. För att minska risken för kontamination från luften täcktes mikroskopets bakre ända med plastfolie. Bredvid uppställningen placerades ett fuktat filter, 300 µm, i en petriskål utan lock, för att uppskatta kontaminationen från luften.

Innan locket togs av petriskålen vid analys utfördes en snabb genomsökning efter visuellt utstickande objekt. Därefter togs locket av och fuktades för att göra provet mer lätthanterligt. De filtrerade jordproverna fuktades med Milli-Q och de filtrerade slamproverna fuktades med etanol 70 %. Etanol användes för att minska risken för smittspridning från avloppsslammet. Först undersöktes de eventuellt utstickande objekten, därefter genomsöktes provet systematiskt genom att föra filtret fram och tillbaka under mikroskopet. De misstänkta mikroplasterna samlades upp och placerades på ett objektglas som förvarades i en petriskål. Jordprovet genomsöktes både med svart och vit bakgrund. Avloppsslamsproverna genomsöktes endast med svart bakgrund på grund av tidsbrist. Efter att ett filter genomsökts undersöktes de utplockade mikroplasterna på nytt. Mikroplasternas fraktion, storlek och färg noterades. De uppsamlade fragmenten fotograferades, se exempel Figur 10 och Figur 17. Ju fler prov som analyserades desto lättare blev det att identifiera mikroplasterna vilket ledde till att kvalitet ökade med antal prov som analyserades. För att motverka att denna effekt fick för stor inverkan på resultatet analyserades inte alla replikat från samma prov efter varandra. På så sätt bör denna möjliga felkälla ha spridits ut jämnt mellan provlokalerna.

Eftersom även spridning av fibrer av icke-syntetiskt material, som bomull, ull och cellulosa, kan betraktas som en potentiell miljörisk inkluderades även dessa i analysen av jordproverna. Fraktionen benämns *icke-syntetisk fiber* i denna rapport. När *icke-syntetiska fibrer* och mikroplaster avses benämns gruppen *mikroskräppartiklar*. I analysen av avloppsslam inkluderades inte fraktionen *icke-syntetisk fiber* i resultatet. Koncentrationen bedömdes vara för talrik, på grund av stor mängd cellulosa-fibrer, för att bestämmas med rimlig tidsåtgång.

Filtren med filtrerat avloppsslam innehöll mycket material. För att inte göra den visuella analysen för tidskrävande bestämdes att spendera 1 timme för alla 300 µm filter och 40 min för 100 µm filter. Detta innebar att analysen för varje replikat tog tre timmar och tjugo

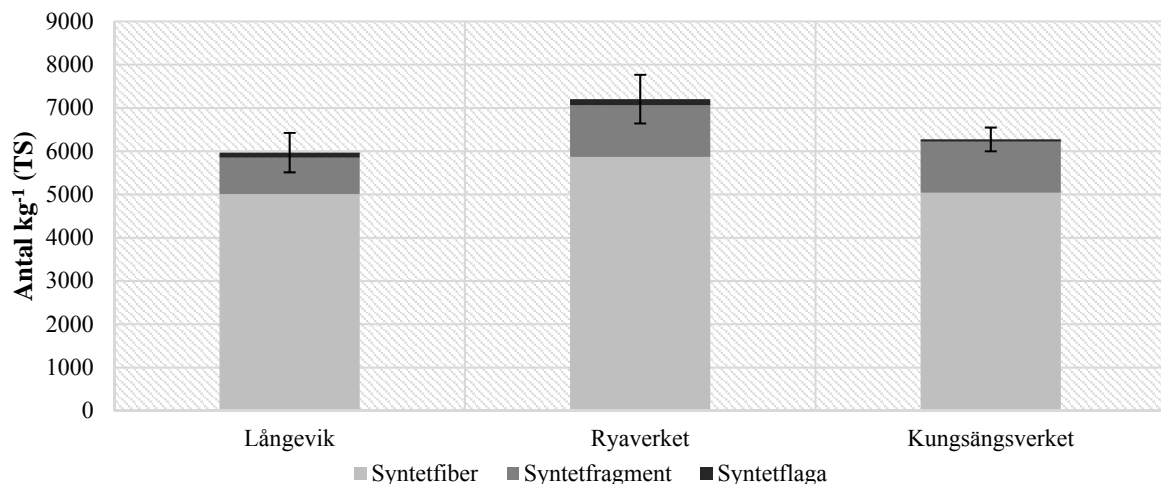
minuter. Avloppsslamsproverna observerades innehålla ett stort antal svarta fibrer. Dessa antogs till en början vara syntetiska fibrer eftersom de uppfyllde de morfologiska karaktärsdragen som tidigare har angetts. Men då en av dessa fibrer hölls över lågan på en alkoholbrännare ändrade den form utan att smälta ut på objektglaset på samma karaktäristiska sätt som syntetiska fibrer gör. Efter denna upptäckt beslutades att upphetta fem svarta fibrer från varje replikat, totalt 45 fibrer. Av detta urval smälte 25 stycken, 55,6 %. För att korrigera för detta fel multiplicerades antalet påträffade svarta fibrer med korrigeringsfaktorn 0,556 för respektive replikat.

4 RESULTAT

4.1 KVANTIFIERING

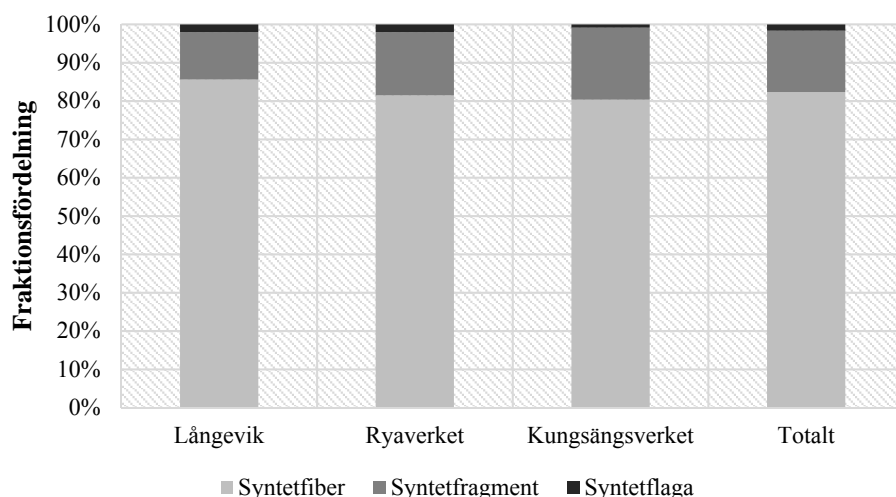
4.1.1 Kvantifiering mikroplast i avloppsslam

Den totala koncentrationen av mikroplaster i de undersökta avloppsslammarna var 5 968 (± 456) för Långeviksverket, 7 204 (± 562) för Ryaverket och 6 272 (± 275) kg^{-1} TS för Kungsängsverket, koncentrationerna anges som medelvärde \pm standardavvikelsen för medelvärdet (SD_m) (Figur 7). Skillnaden i koncentration mellan reningsverken kunde inte statistiskt säkerställas med resultatet i denna studie.



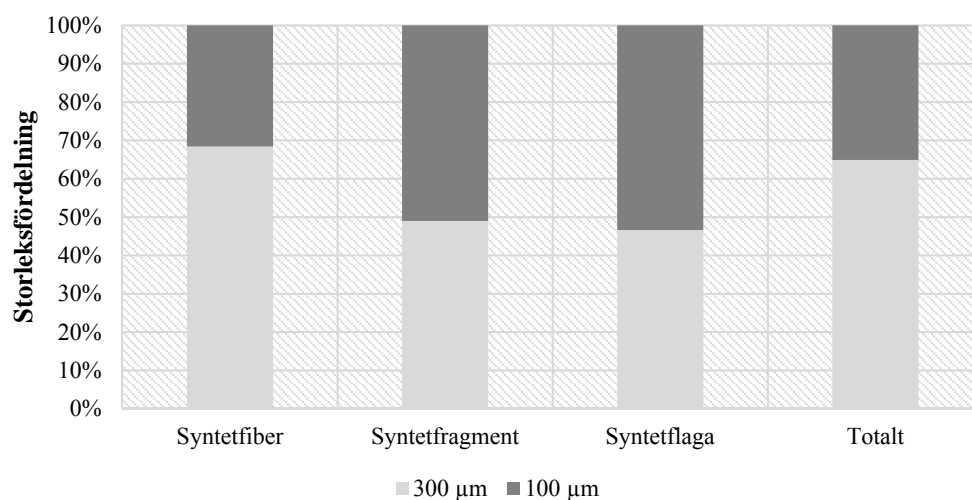
Figur 7. Medelvärdet för koncentrationer mikroplaster i avloppsslam från de olika reningsverken $\pm SD_m$. Staplarna är indelade i fraktionerna syntetfiber, plastfragment och plastflakor.

Den vanligaste fraktionen var syntetfibrer vilka utgjorde 82 % av den totala mängden påträffade mikroplaster i avloppsslammet. Efter syntetfiber var plastfragment vanligast förekommande, 16 %. Den mikroplastfraktion som observerades i lägst andel var plastflakor, 2 %. Fraktionsfördelningen var likartad mellan de olika reningsverken (Figur 8).



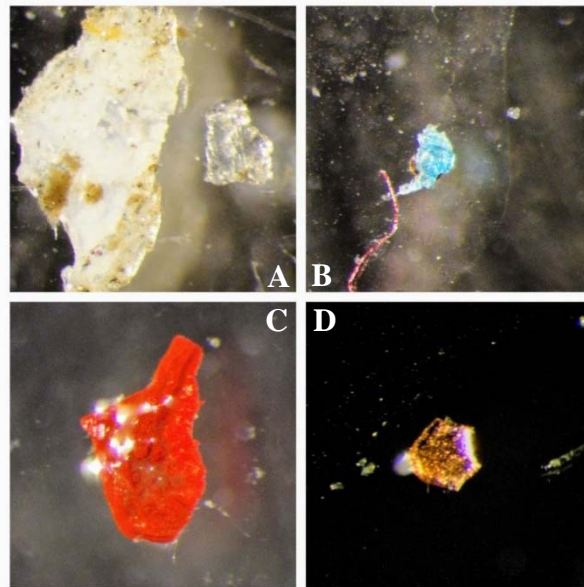
Figur 8. Fördelningen av de olika fraktionerna syntetfiber, syntetfragment och syntetflaga i avloppsslam från de olika reningsverken. Stapeln längst till höger representerar fördelningen av den totala mängden mikroplaster från samtliga reningsverk.

Av den totala mängden mikroplaster påträffades flest på 300 µm filtret, 65 %. Ungefär 70 % av fibrerna påträffades på filtret med maskstorlek 300 µm medan fördelningen av fragment och flagor var ungefär lika mellan 300 µm och 100 µm (Figur 9).



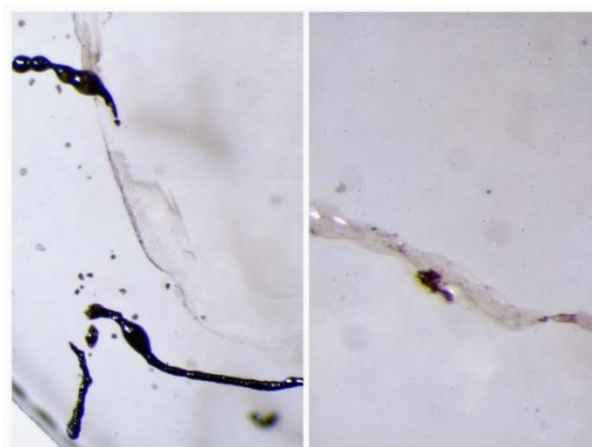
Figur 9. Storleksfördelningen av de funna mikroplasterna i det undersökta avloppsslammet från samtliga reningsverk. Mikroplasterna är uppdelade i de som fångades upp på 300 µm respektive 100 µm filtret. De fraktioner som presenteras är syntetfiber, syntetfragment och syntetflaga. Längst till höger visas filterfördelningen för den totala mängden påträffade mikroplaster.

I Figur 10 visas ett urval av de mikroplaster som observerats i det undersökta avloppsslammet. En vanlig typ av fragment visas till höger i Figur 10 A). Denna typ av transparenta fragment återfanns även i jordproverna. Den blå och den röda färgen som fragmentet i Figur 10 B) och Figur 10 C) var typisk för många mikroplaster som påträffades i slamproverna. I Figur 10 D) visas en typ av fragment som observerades i avloppsslammet från samtliga reningsverk. Dessa fragment hade formen av en hexagon och var metalliska i färgen.



Figur 10. Mikroplaster funna i de analyserade avloppsslamsproverna. A) Två plastfragment från Kungsängsverket, till höger visas ett transparent fragment och till vänster ett vitt plastfragment, B) Blått plastfragment från Långeviksverket. C) Rött plastfragment från Långeviksverket. D) Guldfärgat plastfragment från Ryaverket.

I de filtrerade avloppsslamsproverna återfanns stora mängder svarta fibrer som uppfyllde de karaktäristiska drag som kännetecknar syntetiska fibrer. Vid upphettning av dessa observerades att vissa inte smälte, i stället bildades små bubblor över fibern och den blev spröd (Figur 11). Vidare uppstod en doft vid upphettningen som påminde om lukten av bränt hår.

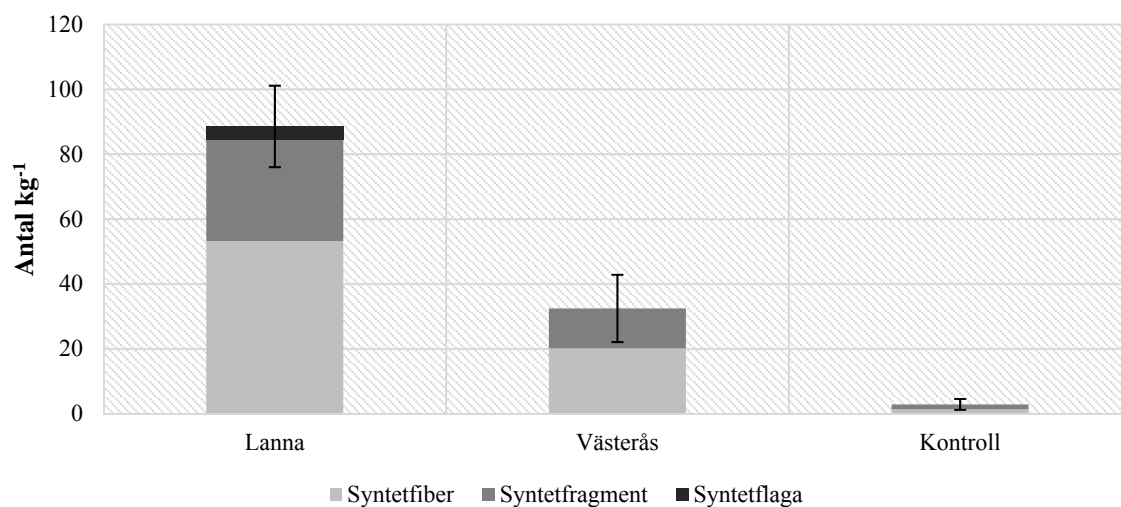


Figur 11, Svarta fibrer från avloppsslam efter upphettning. Till vänster visas ett exempel på svart fiber som inte smälte vid upphettning. Till höger visas ett exempel på en smält plastfiber

På det fuktade kontrollfiltret påträffades endast icke-syntetiska fibrer. Parallellt med analysen av avloppsslam utfördes samma steg för kontrollprov, utan avloppsslam. På dessa filter återfanns inga mikroplaster. Däremot påträffades totalt 5 icke-syntetiska fibrer.

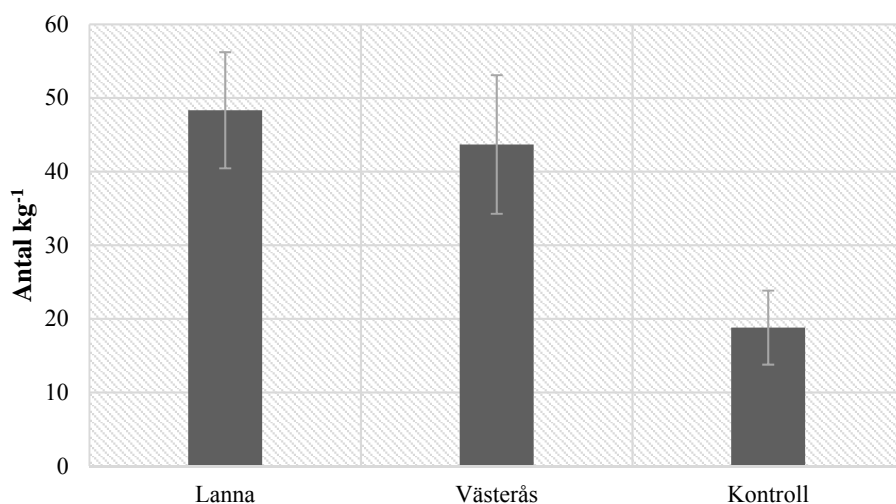
4.1.2 Kvantifiering av mikroplast i åkermark

Medelkoncentrationen mikroplast var 89 (± 13) partiklar kg^{-1} torr jord i Lanna, 32 (± 11) partiklar kg^{-1} torr jord i Västerås och 3 (± 2) partiklar kg^{-1} torr jord i kontrolljorden (Figur 12). Medelkoncentration av mikrokräpppartiklar, det vill säga mikroplaster plus icke-syntetiska fibrer, var 137 (± 13) kg^{-1} torr jord i Lanna. I Västerås var koncentrationen ungefär hälften så stor, 76 (± 8) kg^{-1} torr jord och i kontrolljorden uppmättes 22 (± 6) kg^{-1} torr jord.



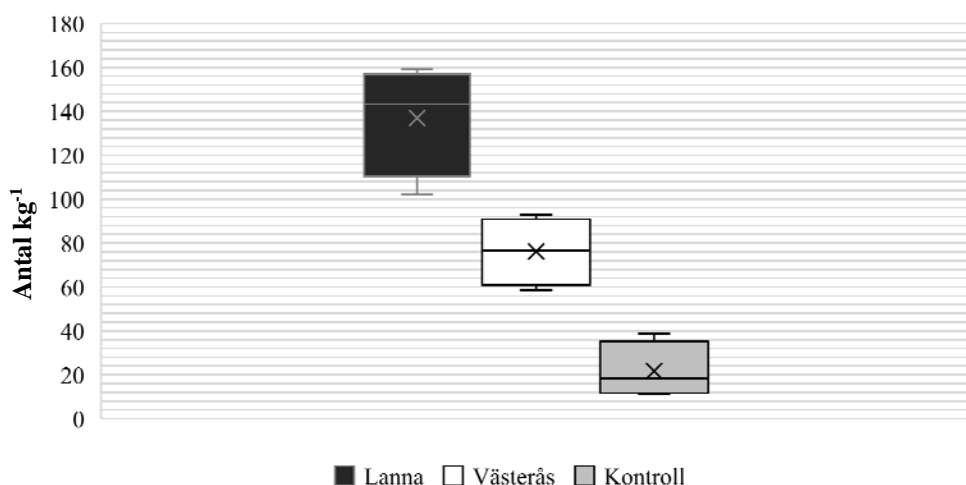
Figur 12. Den uppmätta koncentrationen ($\pm SD_m$) av mikroplaster kg^{-1} torr jord i de undersökta åkermarkerna. Staplarna är uppdelade i mikroplastsfraktionerna, syntetfiber, syntetfragment och syntetflaga.

Koncentrationen icke-syntetiska fibrer var högst i Lanna, 48 (± 8) partiklar kg^{-1} torr jord. I Västeråsjorden var koncentrationen något lägre, 44 (± 9) partiklar kg^{-1} torr jord. Skillnaden i koncentration mellan de olika åkermarkerna var större för mikroplaster än för icke-syntetiska fibrer. Lägst koncentration icke-syntetiska fibrer påträffades i kontrolljorden, 19 (± 5) partiklar kg^{-1} torr jord (Figur 13).



Figur 13. Uppmått koncentration ($\pm SD_m$) icke-syntetiska fibrer i de undersökta åkermarkerna.

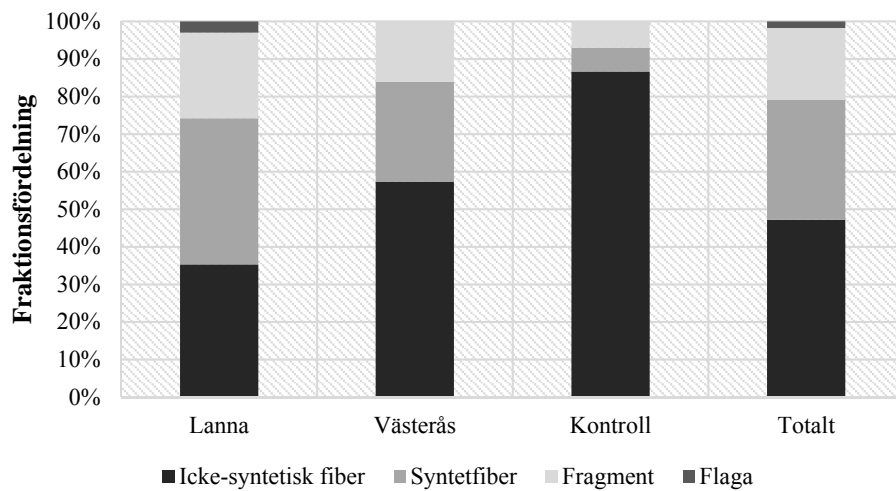
Skillnad i uppmätt mikrokräpkskoncentration mellan de undersökta åkermarkerna testades med student t-test och de olika datasetens spridning undersöktes med F-testet. Antal frihetsgrader var 3 vilket gav det kritiska t-värdet 3,18 och det kritiska F-värdet 15,43 för 95 % konfidens. T-testet var signifikant för samtliga test och F-testet var inte signifikant för data där naturfiber inkluderades. Därmed kunde nollhypotesen förkastas med p-värde mindre än 0,05. Detta innebär att medelkoncentrationerna av mikrokräpsspartiklar i de olika åkermarkerna var signifikant skilda. Spridningen av de observerade koncentrationerna visualiseras i Figur 14.



Figur 14. Låddiagram över den uppmätta koncentrationen mikrokräppartiklar, det vill säga mikroplaster plus icke-syntetiska fibrer, i respektive åkermark. Koncentrationen anges i antal kg⁻¹ torr jord. Krysset representerar medelvärdet och linjen medianen.

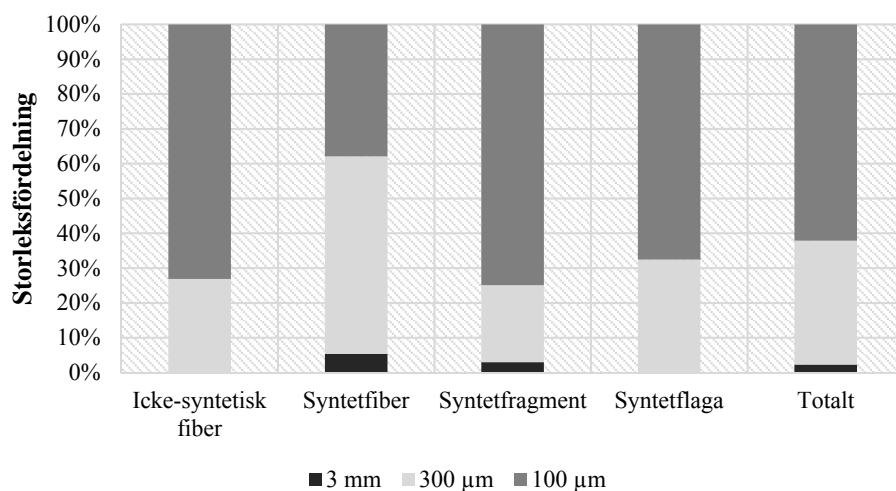
Den vanligaste fraktionen mikrokräppartiklar som påträffades var *icke-syntetiska fiber*. Dessa utgjorde cirka hälften, 47 %, av den totala mängden (Figur 15). Den vanligaste mikroplastfraktionen var syntetfiber vilken utgjorde 32 % av den totala mängden mikrokräppartiklar och 62 % av den totala mängden påträffade mikroplaster. Därefter var

plastfragment vanligast, 19 % av den totala mängden mikrokräppartiklar och 36 % av den totala mängden mikroplaster. Den fraktion som påträffades i lägst koncentration i de undersökta åkerjordarna var plastflagor, med 2 % av den totala mängden mikrokräppartiklar och 3 % av de den totala mängden mikroplaster. Av de mikrokräppartiklar som observerades i kontrolljorden var icke-syntetisk fiber den absoluta vanligaste fraktionen med 87 % av den totala mängden partiklar. Andelen icke-syntetisk fiber i Lanna och Västerås var 35 respektive 57 % (Figur 15).



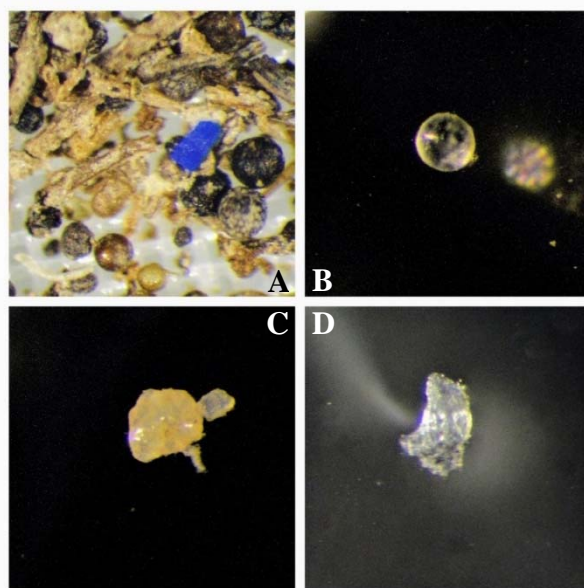
Figur 15. Fördelning av de olika mikrokräppfraktionerna som påträffades vid analysen av de olika åkermarkerna. De olika fraktionerna är icke-syntetisk fiber, och mikroplastfraktionerna syntetfiber syntetfragment och syntetflaga. Stapeln längst till höger representerar fördelningen av den totala mängden funna mikrokräpppartiklar.

Av samtliga påträffade mikrokräppartiklar återfanns 2 % på sikten med maskstorlek 3 mm, 36 % på 300 µm filtret och 62 % på 100 µm filtret. De flesta syntetfibrer påträffades på 3 mm-sikten och 300 µm-filtren medan fragment och flagor påträffades i högre grad på 100 µm-filtren (Figur 16).



Figur 16. Storleksfördelning av den totala mängden påträffade mikrokräppartiklar. Mikrokräppartiklarna är indelade i fraktionerna icke-syntetisk fiber, syntetfiber, syntetfragment och syntetflaga. Fördelningen visar på vilket filter de olika partiklarna påträffades. Längst till höger visas filterfördelningen av den totala mängden påträffade mikrokräppartiklar.

De mikroplaster som påträffades i jordproverna var överlag mer färglösa än de som återfanns i slamproverna. Större delen av plasterna befanns vara transparenta med oregelbunden form. I Figur 17 visas ett urval av typiska mikroplaster från analysen av proverna från åkermarken. Som tidigare har nämnts var den minst förekommande fraktionen plastflagorna. De plastflagor som påträffades i jordproverna observerades i stor utsträckning ha den karaktäristiskt blå färg som ses i Figur 17 A). Mikroplastfragmentet som visas i Figur 17 B) hade en sfärisk form. Fragment med denna form och färg hittades i den åkermark som gödslats med avloppsslam både i Västerås och Lanna. De övriga fragmenten Figur 17 C) och Figur 17 D) är transparenta och oregelbundna i formen. Det finns stor likheten mellan dessa och de som observerades i slamproverna Figur 10 A).

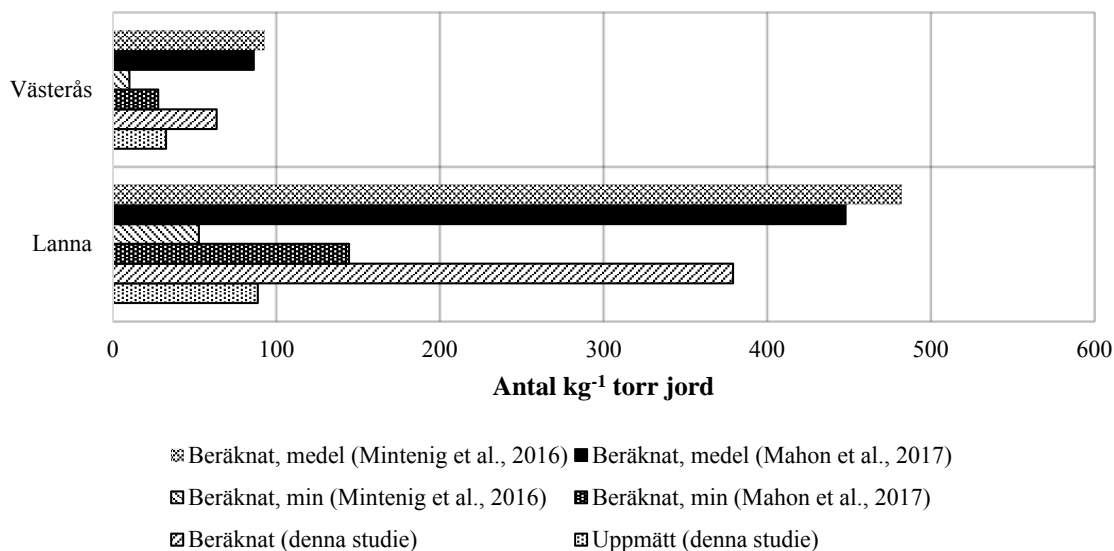


Figur 17. Exempel på mikroplaster funna i de analyserade jordproverna. A) Blå plastflaga från Lanna. B) Transparent sfäriskt plastfragment från Lanna. C) Transparent-gulaktigt plastfragment från Lanna. D) Transparent plastfragment från Västerås.

Under analys av de filtrerade jordproverna förvarades ett fuktat filter i en öppen petriskål bredvid mikroskopet. Efter varje mikroskoperingspass undersöktes detta filter i mikroskop och fraktion, storlek och färg på eventuella partiklar noterades. Under mikroskoperingen observerades totalt nio partiklar av fraktionen icke-syntetisk fiber på kontrollfiltret, vilket var 11 % av den totala mängden icke syntetiska fibrer som påträffades i jordproverna.

4.2 JÄMFÖRELSE MELLAN BERÄKNAD OCH UPPMÄTT KONCENTRATION

En förväntad koncentration av mikroplaster i åkermark beräknades utifrån de mikroplastkoncentrationer som uppmätts i avloppsslam från denna studie samt från litteraturdata från tidigare studier av slam från avloppsreningsverk. Beräkningarna baserades på de olika studiernas uppmätta max-, min- och medelkoncentrationer av mikroplaster i avloppsslam från olika reningsverk. I beräkningen användes de platsspecifika parametrarna gödningsmängd, försökstid, plogdjup och skrymdensitet från studierna i Lanna och Västerås (se ekvation 1). Den uppmätta medelkoncentrationen av mikroplast i jordprover från Lanna och Västerås var lägre än de teoretiskt beräknade koncentrationerna när beräkningen baserades på max och medelkoncentrationer av mikroplast i avloppsslam. Beräkning baserad på slamanalysen i denna studie gav en förväntad koncentration som var 4,3 gånger större än den faktiskt uppmätta i Lanna och 2,0 gånger större än den uppmätta i Västerås. Om beräkningen utgick från den lägsta slamkoncentrationen av mikroplast som rapporterats av Mintenig *et al.* (2016) var den uppmätta koncentrationen i jord från både Lanna och Västerås högre än förväntat. I Västerås var koncentrationen även högre än beräkningar baserade på den lägsta rapporterade slamkoncentrationen i Mahon *et al.* (2017) (Figur 18).



Figur 18. Beräknade koncentrationer av mikroplast i åkermarkerna i Lanna och Västerås, med hjälp av plastspecifika parametrar för de studerade åkermarkerna samt uppmätta lägsta och medelkoncentrationer av mikroplaster i avloppsslam från resultatet i denna undersökning samt studierna Mahon et al. (2017) och Mintenig et al. (2016). Resultatet av beräkningen jämförs med den uppmätta koncentrationer av mikroplast i Lanna och Västerås från denna studie.

Beräkningen baserad på den högst uppmätta koncentrationen från Mintenig *et al.* (2016) innebar 14,3 gånger högre koncentration än den uppmätta i Lanna och 7,5 gånger större än den uppmätta i Västerås. Den beräknade koncentrationen tog inte hänsyn till eventuell nedbrytning och utlakning av mikroplasterna.

4.3 UTVÄRDERING AV METODUTVECKLING

Nedbrytningseffektiviteten för de olika digereringsmedlen som testades i det första försöket för att bryta ner avloppsslamsmatrisen var 79,9 % för H₂O₂ (15 %), 82,2 % KOH 40°C och 87,0 % för KOH 60°C. Vid inkubering med KOH i 60°C observerades en påverkan på mikroplasterna, något som även styrkts av Karami *et al.* (2016). Tillsättning av H₂O₂ skapade en stark oxiderande reaktion vilket orsakade en aggressiv skumbildning. Vid inkubering av avloppsslamprov med H₂O₂ (33 %) i 50°C var denna reaktion så stark att provet skummade över kanten på glasburken. Nedbrytningseffektivitet var inte tillfredsställande för någon av de undersökta metoderna. Högst potential hade behandlingen med KOH, 10 %, i 40°C där nedbrytningseffektiviteten var 82,2 %. Det material som inte bröts ned av digereringsmedlen var sannolikt cellulosa-fibrer. I ett försök att bryta ned dessa cellulosa-fibrer tillsattes cellulas efter KOH-behandlingen. När proverna studerades i mikroskop observerades att denna behandling hade effekten att cellulosa-fibrerna börjat lösas upp. Denna upplösning var emellertid inte fullständig utan cellulosa-fibrerna klumpade ihop sig vilket ytterligare försvårade vidare analys.

Separationstornets effektivitet med mättad NaCl-lösning uppskattades genom att tillsätta mikroplaster av HDPE, PP, PA och PET till lufttorkade jordprov som inte gödslats med avloppsslam. Till jordprovet tillsattes tre mikroplaster från respektive polymer. Vid samtliga

upprepningar återfanns 100 % av mikroplaster av HDPE, PP och PA i NaCl-lösningens ytskikt. Gemensamt för dessa polymerer är att de har en densitet under $1,2 \text{ g cm}^{-3}$, densiteten för mättad NaCl-lösning. För det fjärde polymerslaget som ingick i testet, PET, separerades 0 % av de tillsatta mikroplasterna. Densiteten för PET är mellan $1,37 - 1,45 \text{ g cm}^{-3}$ vilket var högre än separationslösningens densitet.

5 DISKUSSION

5.1 MIKROPLAST I AVLOPPSSLAM OCH ÅKERMARK

De uppmätta koncentrationerna av mikroplast i slam från de undersökta avloppsreningsverken var mellan 5 968 - 7 204 mikroplaster kg^{-1} slam (TS). Detta resultat kan jämföras med resultatet från Mahon *et al.* (2017) som uppmätte koncentrationer mellan 2 743 - 15 395 mikroplaster kg^{-1} (TS) i slam med olika typer av efterbehandling. I samma studie visades att koncentrationen var lägst i det avloppsslam som hade rötats, 2 743 och 5 156 mikroplaster kg^{-1} slam (TS). Koncentrationerna av mikroplaster i avloppsslam från Långeviksverket, Ryaverket och Kungsängsverket ligger inom intervallet för de koncentrationer som påträffades i Mahon *et al.* (2017), jämfört med det rötade slammet är koncentrationerna något högre. Detta kan förklaras med att i Mahon *et al.* (2017) användes filter med $250 \mu\text{m}$ som minsta maskstorlek till skillnad från $100 \mu\text{m}$ användes som minsta maskstorlek i denna studie. Huruvida rötningsprocessen påverkar koncentrationen mikroplaster i avloppsslammet är inte klarlagt, Lassen *et al.* (2015) bedömer att möjlig nedbrytning i reningsverkets processer har minimal påverkan på massbalansen. Den mest förekommande plastfraktionen i avloppsslammet var syntetfiber vilka utgjorde 82 % av den totala mängden mikroplaster. Efter syntetfiber var plastfragment, 16 %, vanligast och den minst förekommande fraktionen var plastflaga med endast 2 % av den totala mängden mikroplaster. Även detta resultat stämmer väl överens med resultatet från Mahon *et al.* (2017) där fördelningen var 78,5 % fibrer, 18,4 % fragment, 1,9 % flaga, 0,3 % sfärer och 0,9 % övrigt (Mahon *et al.*, 2017). I en studie av Mintenig *et al.* (2016) analyserades avloppsslam filtrerat genom $10 \mu\text{m}$ -filter minsta maskstorlek. Studien inkluderar inte fibrer, varken syntetiska eller icke-syntetiska, men trots det observerades höga koncentrationer av mikroplaster, mellan 1 000 - 24 000 partiklar kg^{-1} slam (TS) från olika tyska reningsverk. Koncentrationer av mikroplaster minus fraktionen syntetfiber i Långeviksverket, Ryaverket och Kungsängsverket var mellan 842 - 1 342 vilket motsvarar lägsta koncentrationer som kvantifierades i Mintenig *et al.* (2016). Detta tyder på att avloppsslam innehåller mindre partiklar som inte inkluderas i denna studie.

Den uppmätta koncentrationen mikroplast i åkermark var högst i Lanna med 89 partiklar kg^{-1} torr jord. Därefter kom Västerås med 33 partiklar kg^{-1} torr jord och lägst koncentration påträffades i kontrolljorden, 3 partiklar kg^{-1} torr jord. Åkermarken i Lanna har tillförts 8,6 ton avloppsslam (TS) hektar⁻¹ år⁻¹ medan åkermarken i Västerås har tillförts 1,3 ton hektar⁻¹ år⁻¹ i 20 respektive 18 år, detta innebär att cirka 7 gånger mer avloppsslam har spridits på åkermarken i Lanna. Inget avloppsslam har spridits på kontrolljorden. Detta resultat indikerar att en större gödselgiva, i form av avloppsslam, föranleder högre koncentration mikroplast i åkermark. Mikroplastkoncentrationen var 30 gånger större i Lanna än i kontrolljorden och i

Västerås var koncentrationen 11 gånger större. Vidare var den uppmätta koncentrationen mikroplast 2,7 gånger större i Lanna än i Västerås. Även icke-syntetiska fibrer har lång nedbrytningstid och kan absorbera hydrofoba ämnen och inkluderades därför i analysen av jordproverna. Skillnaden i uppmätt koncentration jämfört med kontrolljorden var då mindre, 6,3 gånger större i Lanna och 3,5 gånger större i Västerås. Det fuktade kontrollfiltret som förvarades bredvid mikroskopet indikerar att det fanns en viss risk för kontamination av icke-syntetiska fibrer, däremot påträffades inga partiklar tillhörande ovan nämnda mikroplastfraktioner.

För att kontrollera om resultatet av analysen är trovärdigt utfördes en balansberäkning där den uppmätta koncentrationen av mikroplast i avloppsslam från denna studie och två andra studier användes för att göra en teoretisk uppskattning av förväntade koncentrationer i de två åkermarkerna. Som tidigare har nämnts användes andra maskstorlekar på filtren, Mahon *et al.* (2017) 250 μm och Mintenig *et al.* (2016) 10 μm . Vidare omfattar beräkningen endast utspädningseffekten av att tillsätta avloppsslammet till åkermarken. Resultatet av balansräkningen visade att de beräknade koncentrationerna av mikroplast i åkermarken i allmänhet var högre än de som faktiskt uppmättes. De uppmätta koncentrationerna överskred dock de beräknade när beräkningarna baserades på de lägst uppmätta koncentrationerna av mikroplast i avloppsslam från Mahon *et al.* (2017) och Mintenig *et al.* (2016). När beräkningen baserades på de uppmätta koncentrationerna av mikroplast i avloppsslam från denna studie, där koncentrationen i slam från Ryaverket användes för beräkningen i Lanna och slam från Kungsängsverket för Västerås, var den beräknade koncentrationen 4,3 gånger större än den uppmätta i Lanna och 2,0 gånger större än den uppmätta i Västerås. Skillnaden i beräknat och uppmätt resultat för koncentrationen mikroplast i de två åkermarkerna kan bero på att analysen för de två provtyperna (avloppsslam respektive jord) var olika effektivt att identifiera mikroplaster. Det kan också bero på den ekvation som användes för att beräkna koncentrationen inte tar hänsyn till mekanismer i marken som påverkar koncentration, till exempel nedbrytning och utlakning av partiklar. En ytterligare aspekt som inte beräkningen tar hänsyn till är att koncentrationen mikroplast i avloppsslam förmodligen har ändrats under den tid som försöken i Lanna och Västerås har bedrivits, till följd av en ökad plastkonsumtion. Eftersom att analysen av de olika matriserna är utförd med liknande metoder, först densitetsseparation och sedan filtrering genom 300 μm och 100 μm , bör effektiviteten vara likartad. Svårigheten med att utföra den visuella analysen på avloppsslamsproverna, på grund av stora mängder material på filtret, kan ha påverkat kvaliteten för denna metod. Men det förklarar inte att den beräknade koncentrationen är högre än den uppmätta. Istället indikerar det att den sanna skillnaden kan vara ännu större. Mikroplaster på ytan av åkermarken exponeras både för solljus och stora värmeförändringar vilket ökar den abiotiska nedbrytningen av plast. Dessutom tyder data från Zubris & Richards (2005) att det sker en vertikal transport av mikroplaster i marken. Den möjliga vertikala transporten av mikroplaster och ökad abiotisk nedbrytning i samband med förändrad koncentration av mikroplast i slam är en troligare förklaring till att den uppmätta koncentrationen var lägre än den beräknade.

Medelkoncentrationen mikroplaster i det undersökta avloppsslammet var högst i det slam som kom från Ryaverket och lägst i det som kom från Långeviksverket. Skillnaden i koncentration

gick dock inte att statistiskt säkerställa utifrån resultatet från denna studie. Resultatet från kvantifieringen bör därför inte användas för att jämföra koncentrationen mellan de olika reningsverken. Vidare är avloppsslamsproverna tagna vid ett tillfälle därmed tas ingen hänsyn till möjliga variationer i koncentration över tid. Merparten av fibrerna i avloppsslamsprover påträffades på det grövre filtret, 300 µm. Detsamma gällde inte för de andra fraktionerna, där fördelningen var jämn mellan 300 och 100 µm filtren. Detta indikerar att mindre filterstorlek främst behövs för att täcka in de icke-fibrösa fraktionerna. En specifik typ av mikroplast som observerades i avloppsslam från samtliga reningsverk var den som visas i Figur 10 D). Dessa partiklar var formade som hexagoner, metalliskt färgade och hade hög reflekterade förmåga. Detta gjorde att de tydligt urskilde sig från resten av provet. En trolig källa till denna förorening är kosmetikaprodukter med glittrande effekt. Till exempel mascara och nagelutsmäckning.

Den mest förekommande *mikroplastfraktionen* i såväl jord som avloppsslam var syntetfiber, därefter kom fragment och den minst vanliga fraktionen var flaga. Av de *mikroskräppartiklar* som påträffades i kontrolljorden var 87 % icke-syntetisk fiber jämfört med åkermarken i Lanna och Västerås där de utgjorde 35 % respektive 57 %. Eftersom användning av icke-syntetiska kläder uteslutande har använts under provtagning och analys antas att eventuell kontamination främst har skett med icke-syntetiska fiber. För att ytterligare undersöka risken för kontamination bör bidrag av kontamination utredas i varje steg i processen. Exempelvis kan kontrollprov analyseras med separationstornet.

I slamanalysen fångades flest partiklar upp på 300 µm-filtret, 65 % av den totala mängden påträffade partiklar, till skillnad från jordanalysen där merparten fångades på 100 µm-filtret (62 %). Vidare visar resultatet att fler syntetiska partiklar fångades upp på de grövre filtren än de icke-syntetiska. Detta kan vara en följd av att ju mindre en fiber är desto svårare är det att se skillnad på om den är syntetisk eller icke-syntetisk. Små partiklar är även svåra att hantera med pincett och följaktligen besvärliga att utföra upphettningstest på. Resultatet av storleksfördelningen av de påträffade fibrerna indikerar att vid tveksamhet har de påträffade fibrerna i högre utsträckning antagits tillhöra fraktionen icke-syntetisk fiber.

Många av de mikroplaster som påträffades i jordproverna var transparenta. Skillnaden var påtaglig jämför med avloppsslamsproverna där mikroplasterna i högre utsträckning var färgade. Transparenta partiklar är svåra att urskilja, speciellt mot vit bakgrund, och kan vara svår att skilja från andra typer av partiklar. Kännetecknen för de syntetiska fragment är att de inte faller sönder vid beröring vilket till exempel många fettpartiklar gör. Vidare är de inte helt styva som till exempel mineralpartiklar, utan en viss kontraktion observerades när de pressades ihop med pincett.

Danska Miljøstyrelsen har utrett förekomsten av mikroplaster i dansk åkermark och i avloppsslam från danska reningsverk (Miljøstyrelse, 2017). Analysen utfördes enbart med mikro-FTIR och man registrerade endast mikroplaster i storleksintervallet 20 – 500 µm. Studien påträffade betydligt högre koncentrationer än vad som tidigare har rapporterats, medelkoncentration 169 000 partiklar g⁻¹ avvattnat slam. Fler mikroplaster påträffades i undersökt kontrolljord än i åkermark som tillförts avloppsslam, 236 000 respektive 86 000

partiklar kg^{-1} jord. I analysförfarandet analyserades mycket små mängder prov, i storleksordningen några få gram. Risken med att analysera små provmängder är att provet inte visar en representativ bild av föroeningen, dessutom blir analysen mer känslig för kontamination. Den uppmätta koncentrationen av mikroplast i åkermark är exempelvis baserad på totalt 13 påträffade partiklar i samtliga studerade åkermarker gödslade med avloppsslam. Om några av dessa partiklar tillförts provet via kontamination får det stora konsekvenser för den uppmätta koncentrationen.

5.2 ANALYSMETODER

Behandling av slamproverna med KOH (10 %) i 40°C gav liten visuell påverkan på mikroplasterna. Dock observerades att de syntetiska fibrernas styvhet minskades vilket tyder på viss påverkan. Vid visuell analys av de filtrerade proverna med mikroskop observerades att provmatrisen efter KOH-behandling bestod till stor del av transparenta fibrer som hade stor likhet med cellulosa-fibrer, som troligen har sitt ursprung från toalettpapper. Även de transparenta fibrernas styvhet observerades minska efter behandling med KOH. Detta observerades även av Mahon *et al.* (2017) som nämner att alkalisk hydrolys gör cellulosa-fibrerna ”oljiga” (Mahon *et al.*, 2017). Denna förändring i strukturen hos de misstänkta cellulosa-fibrerna orsakade svårigheter att filtrera och analysera proverna. I försök att motverka detta användes enzymet cellulas efter behandling med KOH, 10 % i 40°C . Detta hade dock inte önskad effekt. Enzymet löste upp fibrerna, men upplösningen var inte fullständig vilket gjorde filtreringen ännu mer svårhanterlig.

Närvaron av de transparenta icke-syntetiska fibrerna bedöms ge upphov till en matris som är för resistent mot nedbrytning med de metoder som finns beskrivna i den vetenskapliga litteraturen. För att uppnå en tillfredställande nedbrytningseffektivitet behövs starkare digereringsmedel. Då detta även medför en ökad risk att de undersökta mikroplasterna påverkas beslutades att i stället använda densitetsseparation med mättad NaCl-lösning. I separationsförfarandet av slam användes inte det separationstorn som användes för åkerjord. Anledningen till detta var att nödvändiga åtgärder, så som tvättning med etanol och autoklivering, för att förhindra smittspridning bedömdes blir för omfattande. Dessutom utfördes metoden för separering av avloppsslam med fler prov parallellt, vilket sparade tid. Densitetsseparation har använts i två tidigare studier där koncentrationen mikroplast i avloppsslam har kvantifierats (Mahon *et al.*, 2017; Mintenig *et al.*, 2016). Ett problem med denna typ av metod är att avloppsslam innehåller mycket material som har ungefär samma densitet som plast, eller lägre. Det innebär att separationen inte exklusivt separerar plaster från avloppsslammatrisen. Mintenig *et al.* (2016) löste detta problem genom att först tillsätta 10 M NaOH till provet vilket löste upp lätt-nedbrytbart material och därefter skaka provet i NaCl-lösning med densiteten $1,14 \text{ g cm}^{-3}$. En nackdel med att använda NaCl är att lösningen inte kommer upp i en tillräckligt hög densitet för att separera alla typer av plaster som kan tänkas förekomma i avloppsslam, dessutom har behandling med NaOH (10 M) visats skada vissa typer av mikroplaster (Mintenig *et al.*, 2016; Cole *et al.*, 2014). I Mahon *et al.* (2017) fluidiserades slamprovet genom att låta ett upplöst prov genomströmmas av luft och vatten innan densitetsseparation, i ZnCl_2 -lösning (1 M). Detta förfarande minskar den provvolym

som densitetsseparationen utförs på. Men om fluidiseringen är effektiv bör denna åtgärd inte lösa problemet med att för mycket material separeras, eftersom att detta steg i likhet med saltseparationen separerar de lättare partiklarna från de tyngre.

Även efter densitetsseparationen var mängden material på filtret stor, vilket försvårade den visuella analysen och gjorde den tidskrävande. Densitetsseparationen av avloppsslammet från Ryaverket genererade större mängd material på filtret jämfört med de övriga två reningsverken. Detta kan bero på att Ryaverket avslutar reningsprocessen med ett skivfilter som tar bort partiklar ned till en storlek av 15 μm . Dessa partiklar förs sedan tillbaka till början på reningsprocessen varpå en del sannolikt inkorporeras i avloppsslammet. Detta bör innebära att avloppsslammet från Ryaverket har en högre andel fina partiklar vilket kan förklara att separationsprocessen var mindre effektiv. Tiden som provet tilläts sedimentera var samma för samtliga prov som analyserades. Längre sedimentationstid för avloppsslammet från Ryaverket kan ha höjt effektiviteten av separationen. Detta kan vara en förklaring till att mängden material på filtren var större för avloppsslammet från Ryaverket. Mer material på filtret behöver alltså inte i det här fallet innebära att högre koncentration mikroplast.

Analysen av jordproverna utfördes också med densitetsseparation, men till skillnad från slamanalysen användes ett specialdesignat separationstorn. Vid uppskattningen av tornets effektivitet med NaCl-lösning extraherades 100 % av de mikroplaster som hade en längre densitet än separationslösningen. Den polymer som hade högre densitet än separationslösningen separerades inte med denna metod, vilket var förväntat. Detta resultat liknar det som presenterades i Imhof *et al.* (2012) där en liknande anordnings separationseffektivitet av mikroplaster från sediment studerades. I denna studie användes fler polymertyper och fler storlekar på mikroplasterna och separationen utfördes med ZnCl_2 -lösning, vilken har högre densitet än NaCl. Upp mot 100 % av de större, 1 - 5 mm, och 95,5 % av de mindre, $<1 \mu\text{m}$, mikroplasterna visades extraheras från sedimentet med denna metod (Imhof *et al.*, 2012). Metodens effektivitet att separera fibrer, som är den mest förekommande mikroplastfraktionen i avloppsslam och åkermark gödslad med avloppsslam, bör emellertid utredas vidare så att inte koncentrationen mikroplastfibrer underskattas. Vidare uppnår inte separationslösningen med mättad NaCl tillräckligt hög densitet för att täcka in alla polymerer som jorden kan tänkas innehålla. Exempelvis omfattar inte metoden PET och PES som är vanligt förekommande polymerer i textilier. För att få en separationslösning med högre densitet kan NaI användas. Problemet med detta salt är att det är avsevärt mycket dyrare än NaCl. Ett annat alternativ är ZnCl_2 , detta salt har dock negativ miljöpåverkan bör därför inte ses som ett alternativ till denna typ av analyser.

Mikroskopering av de filtrerade avloppsslamsproverna tidsbestämde eftersom mängden material på filtren var så stor att tidsåtgången att finna alla mikroplaster bedömdes bli för omfattande. Antalet påträffade mikroplaster per tid var hög initialt men planade ut under analystidens gång. Den bestämda tiden bedömdes vara tillräcklig för att ge en bra uppskattning av koncentrationen, detta tillvägagångssätt medför dock en viss underskattning. Som tidigare har nämnts var mängden material som ansamlades på filtret störst för det undersökta avloppsslammet från Ryaverket. Osäkerheten av kvantifieringen bedöms följaktligen vara störst för detta avloppsslam.

Vid analys av avloppsslam observerades ett stort antal svarta fibrer. Intakta fiber av hår skiljs från syntetiska fibrer genom att hår avsmalnar med längden medan syntetiska fibrer är jämntjocka. På helt intakta hår kan även en hårsäck observeras i fiberns ena ända. Den kemiska strukturen för de svarta fiber som inte smälte vid upphettning har inte fastställts i denna studie. Men de är troligen hårstrån som har fragmenterats under reningsprocessen i avloppsreningsverket.

När partiklarna upphettades observerades vid ett flertal tillfällen att de tappade färgen innan de smälte. Den smälta fiber som visas i Figur 11 var svart innan den smälte. Detta tyder på att mikroplasterna färg försvinner i åldringsprocessen vilken kan vara en förklaring till att fler transparenta mikroplaster påträffades i jordproverna.

I denna studie utfördes mikroskoperingen med visuell analys vilket är en av de vanligaste metoderna för att identifiera mikroplaster (Maes *et al.*, 2017). I fler och fler studier används idag mer tekniskt avancerade metoder för att analysera mikroplast, till exempel mikro-FTIR. Denna teknik ger direkt information om mikroplasternas kemiska struktur. Däremot ger de nödvändigtvis inte information om vilken källa mikroplasterna kommer ifrån, eftersom att vissa polymerer har stora användningsområden till exempel polyeten, polypropen och polystyren. Genom att visuellt studera provet erhålls information om provmatrisens attribut och partikelns färg, form och storlek. Denna typ av analys kan ge tydligare ledtrådar om partikelns ursprung och transportväg. Helm (2017) förespråkar att en taxonomi av mikroplaster baserad på morfologi bör införas, i likhet med hur biologin klassificerar organismer. Detta skulle förenkla identifikation av mikroplasternas källor, vilket är viktig information att tillge beslutsfattare (Helm, 2017). Utvecklingen av mikro-FTIR är dock intressant och kan i framtiden bli ett viktigt verktyg för att kvantifiera förekomsten av mikroplast i avloppsslam och jord. Tekniken hade dock varit svår att applicera på de prov som analyserades i denna studie. Anledningen är att extraktionen av mikroplasterna inte var fullständig, vare sig för avloppsslamproverna eller för jordproverna. För att effektivt genomsöka filtret behövdes material lyftas på och omfördelas. Mintenig *et al.* (2016) analyserade avloppsslamprover med mikro-FTIR men detta blev så tidskrävande att endast 25 % av varje filter analyserades. Ett annat problem med FTIR-analys i samband med mikroplaststudier är att mikroplaster som påträffas i miljön kan ha exponerats för biotisk och abiotisk nedbrytning vilket kan förändra polymerens ursprungliga komposition. Detta innebär att många partiklar kommer att kategoriseras som oidentifierbara med FTIR-analys och därmed inte kunna skilja från icke-syntetiska polymerer (Maes *et al.*, 2017). Anledningen till att fler går över till att använda mikro-FTIR, är att metoden minimerar den inneboende mänskliga felkällan som finns i visuell analys. Ett annat att minska denna felkälla är att analysutföraren övar sig i att identifiera mikroplaster i specifika matriser. FTIR i samband med mikroplastanalys kan vara viktig för att öka noggrannheten, men tekniken bör främst användas selektivt för validering.

5.3 MILJÖRISKER I SAMBAND MED TILLFÖRING AV VÄXTNÄRING TILL ÅKERMARK VIA AVLOPPSSLAM

Eftersom växternas behov av fosfor inte kan brytas måste alternativ till en stabil tillgång utredas. Genom att sprida avloppsslam på åkermark ökar resurseffektiviteten för viktiga näringsämnen, vilket är i linje med riksdagens definition av generationsmålet. Dessutom erbjuder användningen av avloppsslam i jordbruket ett alternativt användningsområde, för en växande avfallsfraktion till följd av en växande population och ökad urbanisering. I Sverige är det förbjudet att deponera organiskt material, så som avloppsslam (SFS 2001:512). Detta ökar behovet ytterligare av alternativa användningsområden till avloppsslam. Förutom viktiga näringsämnen innehåller slammet hög halt mull som kan användas för att höja marken kolförråd. Idag används stallgödsel i hög utsträckning för detta syfte men i en framtida matproduktion med mindre animaliska produkter, i syfte att minska utsläppen av växthusgaser, kan avloppsslam fungera som ett substitut. Det finns dock nackdelar med att tillföra avloppsslam till jordbruket. Förutom metaller, läkemedelsrester och organiska miljögifter har denna studie visat att avloppsslammets också innehåller mikroplaster. Dessa går även att detektera i den jord som avloppsslammets har tillförts till. Plast har visats ha en negativ påverkan på miljön men för att kvalitativt kunna bedöma i vilken utsträckning denna påverkan sker måste den utredas ytterligare, till exempel i vilken utsträckning hydrofoba miljögifter kan överföras från plastpartiklar till organismer, eller hur odlingsjordars kvalitet kommer att påverkas på lång sikt. För att få en övergripande bild av hur plastföremål beter sig i miljön måste även transport och åldringsprocesser utredas vidare, även i terrestra system. I denna studie var den teoretiskt beräknade koncentrationen mikroplaster högre än den uppmätta i åkermarken. Detta kan betyda att en del av de tillförda mikroplasterna har transporterats till djupare horisonter i marklagret. Under markens plogsula sker lite omrörningen, ingen exponering av solljus och temperaturen är konstant låg till följd av markens svaga värmeledande förmåga. Dessa förutsättningar hämmar nedbrytningen av syntetiska partiklarna vilket kan innebära att mikroplastkoncentrationen ackumuleras i alven (lagret under åkermarkens plogsula). Därmed skulle marken vara en sänka till spridningen av mikroplaster i miljön.

Det är viktigt att påpeka att avloppsslam inte är en källa till de mikroplaster som har påträffats i denna studie. Istället bör avloppsslammets betraktas som en transportväg för mikroplasterna till miljön. Åtgärder för att minska mikroplaster i miljön bör därför ske genom att strypa källorna uppströms reningsverken. Det mest effektiva sättet att minska spridningen av plast i miljön torde vara att minska konsumtionen av plastprodukter, speciellt förbrukningsprodukter som bara används en gång innan den kasseras samt produkter som kan ersättas med andra mer lätt-nedbrytbara material. I avloppsslammets påträffades förutom mikroplaster även stora mängder transparanta fibrer, som misstänks vara pappersfibrer. I likhet med syntetiska fibrer har pappersfibrer lång nedbrytningstid och kan kontamineras med diverse miljögifter som vid upptag av en organism kan överföras till organismens vävnad. Möjligen kan överföringen från partikeln till organismen vara mer effektiv eftersom kontaminationen inte sitter lika hårt bundet som på en syntetisk partikel (Norén *et al.*, 2014). Om avloppsslam ska användas i jordbruket bör även denna aspekt beaktas.

Vidare används ofta pesticider i jordbruket, förekomsten av mikroplaster i åkermark kan påverka spridning och exponering av dessa miljögifter. Avslutningsvis är långtidseffekten av att använda avloppsslam i jordbruket okänd. Denna studie visar att avloppsslam innehåller mikroplaster som förorenar åkermarken vid spridning av avloppsslam. De plastpartiklar som tillförs åkermarken kommer troligen att finnas kvar i miljön under mycket lång tid.

5.4 FÖRSLAG PÅ VIDARE STUDIER

Förekomsten av mikroplaster i terrestra system är ett relativt outforskat område. Det betyder att det finns mycket som kan utvecklas, dels metoder och dels förståelsen för mikoplasters miljöpåverkan, transportvägar och källor.

Det finns exempel på innovativa metoder för att extrahera mikroplaster från olika sorters provmatriser, till exempel använde Crichton *et al.* (2017) olja för att extrahera mikroplaster från sediment. Uppskattning av metodens effektivitet visades att den återgav 96,2 % av den totala mängden tillsatta mikroplaster (92,7 % fiber och 99 % övriga mikroplaster). Metoden är inte beroende av mikroplasternas densitet och kan vara ett alternativ till den metod som användes för slamanalys i denna studie. Jin *et al.* (2009) fann att behandling med ultraljudsbad ökade digererings effektiviteten. I ett ultraljudsbad skickas högfrekventa ljudvågor genom lösningen vilket skapar skjuvkrafter som disintegrerar och fragmenterar provmaterialet. Detta kan möjligtvis även öka effektivitet av densitetsseparation av mikroplaster i avloppsslam, genom att mer effektivt lösa upp provet i saltlösningen.

Ett exempel på en ytterligare möjlig källa till mikroplaster i jordbruksmark är spridning av rötrest från anaerob behandlat matavfall. I Sveriges behandlas insamlat matavfall biologiskt, antingen i biogasreaktor eller kompostering (Avfall Sverige, 2016). Av den totala mängd rötrest som produceras från rötning av matavfall används ca 99 % som gödsel i åkermark (Energimyndigheten, 2015). Matavfall innehåller en viss andel avfall som inte tillhör fraktionen, exempelvis plast. En del, men långt ifrån all, plast kommer att sorteras bort innan det når röt-kammaren (Levén *et al.*, 2014).

De mikroplaster som har påträffats i denna studie har troligen kontaminerat avloppsvattnet uppströms reningsverket. Det finns dock en risk att reningsverken även kan fungera som källa till polymerer, via tillsatts av polyelektrolyter. Dessa har visats ha lång nedbrytningstid i naturen och kan därför bidra till samma miljöproblem som är förknippade mikroplaster. Polyelektrolyternas påverkan på terrestra system vid tillsatts via avloppsslam bör därför utredas.

I denna studie uppmättes en lägre koncentration mikroplast i åkermark än den teoretiskt uträknade. I beräkningen åkermark inkluderades inte eventuella mekanismer som nedbrytning och utlakning av mikroplasterna. För att få en bättre förståelse för hur mikroplasterna beter sig i miljön bör detta utredas vidare. Till exempel genom att studera förekomsten av mikroplaster i åkermarkens alv. Vidare bör miljöpåverkan av mikoplasters förekomst i miljön utredas för att kvalitativt kunna bedöma risken med att sprida avloppsslam på åkermark.

6 SLUTSATSER

- Mikroplaster detekterades i avloppsslam från samtliga undersökta reningsverk. De uppmätta medelkoncentrationerna var mellan 5 968 (± 456) och 7 204 (± 562) partiklar kg^{-1} avloppsslam (TS). Högst koncentration uppmättes i avloppsslammet från Ryaverket och lägst i Långeviksverket. Skillnaden i koncentration mellan reningsverken gick dock inte att statistiskt säkerställa.
- Mikroplaster detekterades även i samtliga åkermarker. Högst koncentration uppmättes i Lanna, 89 (± 13) mikroplaster kg^{-1} torr jord, därefter Västerås, 32 (± 11) mikroplaster kg^{-1} torr jord, och lägst koncentration uppmättes i kontrolljorden, 3 mikroplaster kg^{-1} torr jord. Högst koncentration uppmättes i den åkermark där mest avloppsslam tillförts och lägst koncentration uppmättes i kontrolljorden, där inget avloppsslam tillförts. Detta resultat indikerar att användning av avloppsslam i jordbruket bidrar till en förhöjd koncentration mikroplast i åkermark.
- Den teoretiskt beräknade koncentrationen mikroplast i åkermark var högre än den faktiskt uppmätta, 4,3 gånger högre för åkermarken i Lanna och 2,0 gånger högre för åkermarken i Västerås. Detta kan bero på att beräkningen inte tog hänsyn till mekanismer i jorden som kan påverka förekomsten av mikroplaster, till exempel utlakning och nedbrytning. Dessutom har troligtvis koncentrationen av mikroplaster i avloppsslam förändrats under den tid som de undersökta åkermarkerna har gödslats med avloppsslam.
- Den vanligaste mikroplastfraktionen som påträffades var *syntetfiber*, därefter kom *syntetfragment* och den minst vanliga var *syntetflaga*. Detta gällde för både undersökta jordprov och avloppsslamprov.
- Nedbrytningseffektiviteten av avloppsslam gav inte tillfredställande resultat för något av de undersökta digereringsmetoderna. Hög andel cellulosafiber, troligen från toalettpapper, gav upphov till en provmatris som var för svår att bryta ner utan att skada mikroplasten. Därför användes densitetsseparation för att separera mikroplasten från matrisen. Denna metod innebar stora mängder material på filtret, vilket gjorde den visuella analysen tidskrävande.
- Vid uppskattning av effektiviteten av separationstornet med NaCl-lösning, separerades 100 % av mikroplaster av polymererna HDPE, PP och PA. PET separerades till 0 %, vilket var väntat eftersom PET, till skillnad från övriga polymerer som ingick i testet, har högre densitet än mättad NaCl-lösning. Slutsatsen dras därmed att separationstornet med NaCl-lösning effektivt separerar plastpartiklar med densitet lägre än lösningens densitet.

7 REFERENSER

7.1 LITTERÄRA KÄLLOR

- Avfall Sverige (2016). *Swedish waste management*.
- Beardsley, T. M. (2011). Peak Phosphorus. *BioScience*, 61(2), pp 91–91.
- Carlsson, M. & Uldal, M. (2009). *Substrathandbok för biogasproduktion*. (200).
- César, M. E. F., Mariani, P. D. S. C., Innocentini-Mei, L. H. & Cardoso, E. J. B. N. (2009). Particle size and concentration of poly(ϵ -caprolactone) and adipate modified starch blend on mineralization in soils with differing textures. *Polymer Testing*, 28(7), pp 680–687.
- Cheng, H., Hu, Y. & Reinhard, M. (2014). Environmental and Health Impacts of Artificial Turf: A Review. *Environmental Science & Technology*, 48(4), pp 2114–2129.
- Chiweshe, A. & Crews, P. C. (2000). Influence of household fabric softeners and laundry enzymes on pilling and breaking strength. *Textile Chemist and Colorist and American Dyestuff Reporter*, 32(9), pp 41–47.
- Cieślak, B. & Konieczka, P. (2017). A review of phosphorus recovery methods at various steps of wastewater treatment and sewage sludge management. The concept of “no solid waste generation” and analytical methods. *Journal of Cleaner Production*, 142, pp 1728–1740.
- CIRFS. *World Man-Made Fibres Production*. [online] (2016). Tillgänglig: <http://www.cirfs.org/KeyStatistics/WorldManMadeFibresProduction.aspx>. [2016-12-22].
- Claessens, M., Meester, S. D., Landuyt, L. V., Clerck, K. D. & Janssen, C. R. (2011). Occurrence and distribution of microplastics in marine sediments along the Belgian coast. *Marine Pollution Bulletin*, 62(10), pp 2199–2204.
- Claessens, M., Van Cauwenberghe, L., Vandegehuchte, M. B. & Janssen, C. R. (2013). New techniques for the detection of microplastics in sediments and field collected organisms. *Marine Pollution Bulletin*, 70(1–2), pp 227–233.
- Cole, M., Webb, H., Lindeque, P. K., Fileman, E. S., Halsband, C. & Galloway, T. S. (2014). Isolation of microplastics in biota-rich seawater samples and marine organisms. *Scientific Reports*, 4, p 4528.
- Corcoran, P. L., Biesinger, M. C. & Grifi, M. (2009). Plastics and beaches: A degrading relationship. *Marine Pollution Bulletin*, 58(1), pp 80–84.
- Crichton, E. M., Noël, M., Gies, E. A. & Ross, P. S. (2017). A novel, density-independent and FTIR-compatible approach for the rapid extraction of microplastics from aquatic sediments. 9(9), pp 1419–1428.
- Davidsson, S., Höök, M., Walan, P. & Johansson, S. (2015). Behovet av fosfor måste förändras. *Svenska Dagbladet*. Tillgänglig: <https://www.svd.se/behovet-av-fosfor-maste-forandras/om/debatt>. [2017-03-17].
- Derraik, J. G. B. (2002). The pollution of the marine environment by plastic debris: a review. *Marine Pollution Bulletin*, 44(9), pp 842–852.
- ECHA (2012). *Guidance for monomers and polymers Version 2.0 Guidance for the implementation of REACH* [online]. ECHA.
- Energimyndigheten (2015). *Produktion och användning av biogas och rötresten år 2014*. (2015:03).
- Foley, J. A., DeFries, R., Asner, G. P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S. R., Chapin, F. S., Coe, M. T., Daily, G. C., Gibbs, H. K., Helkowski, J. H., Holloway, T., Howard, E. A., Kucharik, C. J., Monfreda, C., Patz, J. A., Prentice, I. C., Ramankutty, N. &

- Snyder, P. K. (2005). Global Consequences of Land Use. *Science*, 309(5734), pp 570–574.
- Habib, D., Locke, D. C. & Cannone, L. J. (1996). Synthetic Fibers as Indicators of Municipal Sewage Sludge, Sludge Products, and Sewage Treatment Plant Effluents. *Water, Air, and Soil Pollution*, 103(1–4), pp 1–8.
- Hansson, E. & Johansson, M. (2012). *Avlopp på våra åkrar – en rapport om miljögifter i slam*. Stockholm: Naturskyddsföreningen.
- Helm, P. A. (2017). Improving microplastics source apportionment: a role for microplastic morphology and taxonomy? 9(9), pp 1328–1331.
- 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), pp 3060–3075.
- Huerta Lwanga, E., Gertsen, H., Gooren, H., Peters, P., Salánki, T., van der Ploeg, M., Besseling, E., Koelmans, A. A. & Geissen, V. (2016). Microplastics in the Terrestrial Ecosystem: Implications for *Lumbricus terrestris* (Oligochaeta, Lumbricidae). *Environmental Science & Technology*, 50(5), pp 2685–2691.
- Imhof, H. K., Schmid, J., Niessner, R., Ivleva, N. P. & Laforsch, C. (2012). A novel, highly efficient method for the separation and quantification of plastic particles in sediments of aquatic environments: Novel plastic particle separation method. *Limnology and Oceanography: Methods*, 10(7), pp 524–537.
- Jin, Y., Li, H., Mahar, R. B., Wang, Z. & Nie, Y. (2009). Combined alkaline and ultrasonic pretreatment of sludge before aerobic digestion. *Journal of Environmental Sciences*, 21(3), pp 279–284.
- Jönsson, R. (2016). *Mikroplast i dagvatten och spillvatten - Avskiljning i dagvattendammar och anlagda våtmarker*. Diss. Uppsala: Uppsala universitet.
- Karami, A., Golieskardi, A., Choo, C. K., Romano, N., Ho, Y. B. & Salamatinia, B. (2016). A high-performance protocol for extraction of microplastics in fish. *The Science of the Total Environment*.
- Kemikalieinspektionen (2016). *Förslag till nationellt förbud mot mikrokorn av plast i kosmetiska produkter - Rapport från ett regeringsuppdrag*. Stockholm, Sweden: Kemikalieinspektionen. (361 176).
- KRAV. *Växtnäring*. [online] (2015-01-15) (KRAV). Tillgänglig: <http://www.krav.se/vaxtnaring>. [2017-01-16].
- Kätterer, T., Börjesson, G. & Kirchmann, H. (2014). Changes in organic carbon in topsoil and subsoil and microbial community composition caused by repeated additions of organic amendments and N fertilisation in a long-term field experiment in Sweden. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 189, pp 110–118.
- Lambert, S., Sinclair, C. & Boxhall, A. (2014). Occurrence, Degradation, and Effect of Polymer-Based Materials in the Environment. In: Whitacre, D. M. (Ed) *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*. pp 1–53. Switzerland: Springer International Publishing.
- Larsson, R. (2008). *Jords egenskaper*. Linköping: Statens geotekniska institut (SGI). (13359).
- Lassen, C., Hansen, S. F., Magnusson, K., Bloch Hartmann, N. I., Rehne Jensen, P., Gissel Nielsen, T. & Brinch, A. (2015). *Microplastics - Occurrence, effects and sources of releases to the environment in Denmark* [online]. Copenhagen, Denmark: The Danish Environmental Protection Agency. (1793).
- LEVA. *Avloppsvattnets väg - LEVA*. [online] (2016). Tillgänglig: <http://www.levailysekil.se/vatten-och-avlopp/avloppsvattnets-vag.html>. [2017-03-03].
- Leván, L., Nordberg, U., Yngvesson, J., Henriksson, G. & Enebro, J. (2014). *Mikroplaster i biogasprocessen - Förstudie*. Avfall Sverige. (U2014:03).

- Maes, T., Jessop, R., Wellner, N., Haupt, K. & Mayes, A. G. (2017). A rapid-screening approach to detect and quantify microplastics based on fluorescent tagging with Nile Red. *Scientific Reports*, 7, p 44501.
- Magnusson, K., Karin Eliasson, Fråne, A., Haikonen, K., Hultén, J., Olshammar, M., Stadmark, J. & Voisin, A. (2016). *Swedish sources and pathways for microplastics to the marine environment* [online]. Stockholm, Sweden: IVL Swedish Environmental Research Institute. (C 183).
- Magnusson, K. & Norén, F. (2014). *Screening of microplastics in and down-stream a wastewater treatment plant* [online]. Stockholm, Sweden: IVL Swedish Environmental Research Institute. (C 55).
- Magnusson, K. & Wahlberg, C. (2014). *Mikroskopiska skräppartiklar i vatten från avloppsreningsverk* [online]. Stockholm, Sweden: IVL Swedish Environmental Research Institute. (B 2208).
- Mahon, A. M., O'Connell, B., Healy, M. G., O'Connor, I., Officer, R., Nash, R. & Morrison, L. (2017). Microplastics in Sewage Sludge: Effects of Treatment. *Environmental Science & Technology*, 51(2), pp 810–818.
- 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), pp 318–324.
- Mattsson, J. (2016). *Miljörapport Ryaverket 2015*. Göteborg: Gryaab. (2016:1).
- Miljöstyrelse (2017). *Microplastic in Danish wastewater: Sources, occurrences and fate*. Köpenhamn: The Danish Environmental Protection Agency. (1906).
- Minténig, S. M., Int-Veen, I., Löder, M. G. J., Primpke, S. & Gerdts, G. (2016). Identification of microplastic in effluents of waste water treatment plants using focal plane array-based micro-Fourier-transform infrared imaging. *Water Research* [online]. Tillgänglig: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135416308600>. [2016-11-28].
- Moore, C. J. (2008). Synthetic polymers in the marine environment: a rapidly increasing, long-term threat. *Environmental Research*, 108(2), pp 131–139.
- Murto, M., Björnsson, L. & Mattiasson, B. (2004). Impact of food industrial waste on anaerobic co-digestion of sewage sludge and pig manure. *Journal of Environmental Management*, 70(2), pp 101–107.
- Mälarenergi (2015). *Miljörapport. Kungsängens reningsverk 2015*. Västerås: Mälarenergi.
- Mälarenergi (2017). Nu ska vi Revaq-certifiera Kungsängsverket. *Mälarenergi*. Tillgänglig: <http://blogg.malarenergi.se/revaq-certifiering-av-kungsangsverket/>. [2017-01-16].
- Napper, I. E. & Thompson, R. C. (2016). Release of synthetic microplastic plastic fibres from domestic washing machines: Effects of fabric type and washing conditions. *Marine Pollution Bulletin*, 112(1–2), pp 39–45.
- Naturvårdsverket (2013). *Hållbar återföring av fosfor - Naturvårdsverkets redovisning av ett uppdrag från regeringen* [online]. Stockholm, Sweden: Swedish Environmental Protection Agency. (6580).
- Naturvårdsverket (2014). *Avloppsvatten: Rening av avloppsvatten i Sverige*. Stockholm: Naturvårdsverket.
- Nizzetto, L., Futter, M. & Langaas, S. (2016). Are Agricultural Soils Dumps for Microplastics of Urban Origin? *Environmental Science & Technology*, 50(20), pp 10777–10779.
- Norén, F., Ekendahl, S. & Johansson, U. (2009). *Mikroskopiska antropogena partiklar i svenska hav*. [online]. Naturvårdsverket.
- Norén, F., Norén, K. & Magnusson, K. (2014). *Marint mikroskopiskt skräp - Undersökning längs svenska västkusten 2013 & 2014*. IVL Svenska Miljöinstitutet och Svenska Försäkring. (2014:52).

- Nuelle, M.-T., Dekiff, J. H., Remy, D. & Fries, E. (2014). A new analytical approach for monitoring microplastics in marine sediments. *Environmental Pollution*, 184, pp 161–169.
- Odlare, M. (2007). *Biogödsel och kompost - en resurs för jordbruket: Resultat från ett fältförsök*. Department of Public Technology Institutionen för samhällsteknik. ISBN 978-91-85485-37-6.
- Olshammar, M. & Baresel, C. (2012). *Vattenskador orsakade av baktryck i avloppssystemet - erfarenheter, regler, hantering och tekniska lösningar*. Stockholm: IVL Svenska Miljöinstitutet och Svenska Försäkring. (B2029).
- PlasticsEurope (2016). *Plastics – the Facts 2016: An analysis of European plastics production, demand and waste data*.
- Razon, L. F. (2014). Life cycle analysis of an alternative to the haber-bosch process: Non-renewable energy usage and global warming potential of liquid ammonia from cyanobacteria. *Environmental Progress & Sustainable Energy*, 33(2), pp 618–624.
- Regeringskansliet, R. och. *Västsahara*. [online] (2014-12-18) (Regeringskansliet). Tillgänglig: <http://www.regeringen.se/sveriges-regering/utrikesdepartementet/sveriges-diplomatiska-forbindelser/mellanostern-och-nordafrika/vastsahara/>. [2017-03-17].
- REVAQ (2016). *Årsrapport 2015*. Stockholm: REVAQ - Renare vatten - bättre kretslopp.
- Rillig, M. C. (2012). Microplastic in Terrestrial Ecosystems and the Soil? *Environmental Science & Technology*, 46(12), pp 6453–6454.
- Rockström, J., Steffen, W., Noone, K., Persson, Å., Chapin, F. S., Lambin, E. F., Lenton, T. M., Scheffer, M., Folke, C., Schellnhuber, H. J., Nykvist, B., de Wit, C. A., Hughes, T., van der Leeuw, S., Rodhe, H., Sörlin, S., Snyder, P. K., Costanza, R., Svedin, U., Falkenmark, M., Karlberg, L., Corell, R. W., Fabry, V. J., Hansen, J., Walker, B., Liverman, D., Richardson, K., Crutzen, P. & Foley, J. A. (2009). A safe operating space for humanity. *Nature*, 461(7263), pp 472–475.
- Ryan, P. G., Connell, A. D. & Gardner, B. D. (1988). Plastic ingestion and PCBs in seabirds: Is there a relationship? *Marine Pollution Bulletin*, 19(4), pp 174–176.
- SCB (2016). *Utsläpp till vatten och slamproduktion 2014 - Kommunala reningsverk, massa- och pappersindustri samt viss övrig industri* [online]. SCB, Statistics Sweden. (MI 22 SM 1601).
- SFS 2001:512 (2001) *Förordning om deponering av avfall*.
- Simonsen, F. (2005). *Analysteknik: instrument och metoder*. Lund: Studentlitteratur. ISBN 978-91-44-03613-7.
- SLU. *Lanna forskningsstation*. [online] (2016-09-22) (Fältstationer). Tillgänglig: <http://www.slu.se/institutioner/mark-miljo/faltstationer/lanna-forsoksstation/>. [2017-01-03].
- SNFS 1994:2 (1994). *Kungörelse med föreskrift om skydd för miljön, särskilt marken, när avloppsslam används i jordbruket. Statens naturvårdsverks författningssamling*.
- Strand, J. & Tairova, Z. (2016). *Microplastic particles in north sea sediments 2015* [online]. (178).
- Thompson, R. C., Olsen, Y., Mitchell, R. P., Davis, A., Rowland, S. J., John, A. W. G., McGonigle, D. & Russell, A. E. (2004). Lost at Sea: Where Is All the Plastic? *Science*, 304(5672), pp 838–838.
- Wahlberg, C. & Paxéus, N. (2003). *Miljöpåverkan av polyelektrolyter från användning vid reningsverk*. Stockholm: VA-forsk Svenskt Vatten AB. (40).
- Zubris, K. A. V. & Richards, B. K. (2005). Synthetic fibers as an indicator of land application of sludge. *Environmental Pollution*, 138(2), pp 201–211.

7.2 MUNTliga KÄLLOR

- Börjesson, G (2016). Forskare FLK vid Institutionen för mark och miljö, Sveriges lantbruksuniversitet. Jordprover Lanna. [E-post] (18 november 2016)
- Ericsson, A. (2016). Försöksledare, Hushållningssällskapet. Prover från ORC-försöket. [E-post] (25 november 2016)
- Ericsson, A. (2017). Försöksledare, Hushållningssällskapet. Prover från ORC-försöket. [E-post] (10 mars 2017)