

Datum

2017-09-21

Mikroplast i spill- och dagvatten

En undersökning av Kungsängsverket och Kungsängsdammen i Uppsala

Yvonne Trinh

Sammanfattning

En vanlig definition av mikroplast är att det är plast med en storlek mindre än 5 mm. Förekomsten av mikroplast har ökat sedan den första upptäckten och är problematisk på grund av dess storlek och för att plast har en låg nedbrytningshastighet. Mikroplast har hittats i matsmältningssystemet hos arter och kan därmed slutligen spridas till oss människor. Mikroplast har sitt ursprung från bland annat kläder, hygienprodukter och vid slitage av vägbanor och däck. Plasten transporteras till avloppsreningsverken med spillvatten och till dagvattendammar med dagvatten. Källorna till mikroplast är anslutna hushåll, företag och andra industrier via exempelvis reningsverk och dagvattendammar, vilka är nedströmsmottagare. Konventionella avloppsreningsverk anses kunna avskilja en hög andel mikroplast trots att de inte är utformade med avsikten att ta hand om dessa partiklar. För avskiljning av mikroplast i dagvattendammar finns det däremot i dagsläget ytterst få studier. Mikroplast i avloppsreningsverket Kungsängsverket och dagvattendammen Kungsängsdammen i Uppsala har undersökts i den här studien. Mikroplast i storlekar mellan 300 µm och 5 mm har undersökts där stickprover har tagits från inkommande och utgående flöden. Analys har utförts med hjälp av ett stereomikroskop och genom att utföra smälttester. Förutom mikroplast räknades även icke-syntetiska antropogena fibrer, vilka kan ha ett ursprung i exempelvis bomullskläder. Till Kungsängsverket transporterades mellan 50 000 till 300 000 mikroplaster per m³ med det inkommande vattnet och för icke-syntetiska fibrer var koncentrationen mellan 180 000 till 1 300 000 objekt/m³. Medelkoncentrationerna var betydligt högre i ett av de två inkommande flödena, i Inkommande C än i Inkommande AB. I de två inkommande flödena transporterades $3,3 \cdot 10^8$ - $1,4 \cdot 10^9$ mikroplaster och $6,5 \cdot 10^7$ - $2,3 \cdot 10^8$ icke-syntetiska fibrer per timme. Med det utgående flödet släpptes 34 000 mikroplaster och 2600 icke-syntetiska fibrer ut per timme. Avskiljningen var på 99,9 % vilket innebär att andelen mikroplast och icke-syntetiska fibrer som släpps ut till vattenrecipienter är mycket liten i jämförelse med mängden som kommer in. Kontaminationsriskerna är höga i alla steg i analysutförandet vilket kan ha bidragit till en överskattning av mikrokräphalterna. För Kungsängsdammen utfördes provtagning vid två tillfällen. Vid provtagning för det inkommande flödet till dammen, som utfördes den 11 juli, var medelkoncentrationen 4,7 och 3,3 mikroplaster per m³ respektive icke-syntetiska fibrer per m³. Från uppmätta halter innebär det en transport av 69,4 mikroplaster och 49,5 icke-syntetiska fibrer per timme in till dammen. Med det utgående flödet från dammen släpptes 9,9 och 39,6 mikroplaster respektive icke-syntetiska fibrer ut per timme. Vid provtagningstillfället den 30 juni, där endast prover togs från det utgående flödet, släpptes 5,7 och 8,6 mikroplaster respektive icke-syntetiska fibrer ut per timme. Enligt resultaten släpptes en högre andel icke-syntetiska fibrer än mikroplast ut från Kungsängsdammen och avskiljningen beräknades till 85,7 % och 20 % för mikroplast respektive icke-syntetiska fibrer. Det är svårt att avgöra om det är höga eller låga halter mikrokräp som förs in till Kungsängsverket och Kungsängsdammen då mängden tillgänglig data att jämföra med i dagsläget är bristfällig.

Förord

Ett stort tack till Maria Khalili på Uppsala Vatten, för sitt engagemang och stöd under arbetets gång. Ett stort tack riktas även till Robert Jönsson på WRS AB, som gett handledning och bidragit till givande diskussioner samt för tillhandahållande av nödvändig mätutrustning. För värdefull hjälp riktas ett tack till Linda Edström, Johan Hamelius och beredskapspersonalen på Kungsängsverket. Tack till Elin Kusoffsky för assistans och engagemang vid provtagning. Vidare riktas ett tack till personalen på Vattenlaboratoriet, för tillhandahållande av mätutrustning och hjälp under projektets gång.

Yvonne Trinh
Uppsala, september 2016

Innehåll

1	Inledning	5
1.1	Syfte	5
2	Teori	6
2.1	Mikroplast	6
2.1.1	Definition	6
2.1.2	Uppkomsten av mikroplast	6
2.1.3	Egenskaper	6
2.2	Spillvatten och dagvatten	7
2.2.1	Kungsängsverket	7
2.2.2	Kungsängsdammen	7
2.2.3	Rening av mikroplast	8
2.3	Tidigare studier	9
2.3.1	Metod och filterval	9
2.3.2	Indelning av mikrokräp	9
2.3.3	Undersökning av svenska avloppsreningsverk	9
2.3.4	Undersökning av norska avloppsreningsverk	10
2.3.5	Undersökning av dagvattendammar	10
3	Metod	11
3.1	Provtagning	11
3.1.1	Metodval	11
3.1.2	Kungsängsverket	11
3.1.3	Kungsängsdammen	14
3.2	Analys	15
3.3	Kontaminationsrisk	15
3.4	Beräkningar	16
4	Resultat och diskussion	16
4.1	Kungsängsverket	16
4.1.1	Jämförelse med andra reningsverk	18
4.2	Kungsängsdammen	20
4.2.1	Jämförelse med tidigare studier	23
4.3	Felkällor	24
4.4	Vidare utredning	25
5	Slutsats	25
6	Referenser	26
7	Bilaga A	29

1 Inledning

Under de senaste decennierna har plastkonsumtionen ökat, vilket har bidragit till en ökad nedskräpning av plast. Den årliga plastproduktionen i världen har ökat från 1,7 miljoner ton under 50-talet till ungefär 320 miljoner under 2015 (Plastics Europe, 2013; Plastics Europe, 2016). Plasten utgör ett globalt problem eftersom skräp av plastmaterial hittas längs kuster och i hav världen över. Med en ökad population kommer troligtvis plastkonsumtionen fortsätta öka, vilket riskerar att förvärra problemet med plast i naturen (Depledge et al., 2013; Wright et al., 2013). Mikroplast definieras som plastpartiklar med en storlek mindre än 5 mm och har påverkan på ekosystem och de arter som ingår i ekosystemet (Wright et al., 2013). Uppkomsten av mikroplast är problematisk på grund av dess storlek, den stora förekomsten samt den låga nedbrytningshastigheten både kemiskt och biologiskt (Galgani et al., 2010).

Mikroplast hittades längs kusten i Nordatlanten redan på 70-talet och i Sargassohavet där plastfragment i ytvattnet identifierades. Olika plastpartiklar var möjliga att identifiera med en stor variation i storleksfördelning (Carpenter et al., 1972; Colton et al., 1974). Observationer av plastpartiklar har gjorts under åren men inte blivit uppmärksammade förrän under tidigt 2000-tal när ytterligare prover från Nordatlanten hittades (Thompson et al., 2004). Enligt Lassen et al. (2015) kan det ta hundratals år för plastpartiklar att brytas ner när de har spridits i naturen. Det finns få studier om påverkan på mark och marklevande organismer. Mikroplast har dock liknande storleksfördelning som sediment och planktondjur, vilket innebär att plastpartiklarna är potentiellt biotillgängliga för många organismer (Naturvårdsverket, 2017; Wright et al., 2013). Plastpartiklar har påträffats i matsmältningssystemet hos olika arter i näringskedjan, vilket slutligen kan leda till en spridning till människor via födoämnen (Lassen et al., 2015; Van Cauwenberghe & Janssen, 2014).

Området mikroplast är fortfarande relativt nytt men är en prioriterad fråga i dagsläget runtom i världen. I Sverige har en rapport nyligen sammanställts av Naturvårdsverket med syfte att identifiera källor till mikroplast som har spridits till hav och vattendrag. Syftet var dessutom att reducera uppkomsten och utsläppen av mikroplast samt finna åtgärder för att minska utsläppen (Naturvårdsverket, 2017). Sammanställningar av forskning och studier har utförts men i dagsläget är kvantitativa data bristfällig och det är svårt att exakt avgöra och identifiera utsläppskällornas bidrag i Sverige. Svenska kustvatten tar dock emot stora mängder mikroplast från landbaserade och havsbaserade källor (Naturvårdsverket, 2017).

Enligt Magnusson et al. (2016) sprids en stor mängd mikroplast via spill- och dagvatten som sedan når vattenrecipienter som sjöar och hav. Det är därmed intressant att undersöka reningsmetoderna i anläggningar för spill- och dagvatten med avseende på mikroplast för att kunna avgöra spridningsfrekvensen.

1.1 Syfte

Syftet med denna studie är att undersöka mängden mikroplast i inkommande och utgående spillvatten till Kungsängsverket samt undersöka mängden mikroplast i inkommande och utgående dagvatten till Kungsängsdammen. Resultatet från mätningarna ska användas som underlag för att jämföra mängderna med andra avloppsreningsverk och dagvattendammar. Resultatet ska även användas som underlag för eventuella kompletterande mätningar i framtiden.

2 Teori

2.1 Mikroplast

2.1.1 Definition

Mikroplast definieras som små plastfragment med en storlek mindre än 5 mm enligt National Oceanic and Atmospheric Administration, NOAA (Arthur et al., 2009). Ingen vedertagen nedre gräns finns för mikroplast utan definitionen har bestämts utifrån vad som är praktiskt tillämpbart. Storleken 5 mm är visuellt för blotta ögat och i många studier används filterstorleken 300 µm eftersom det är en storlek som vanligen används i maskor vid infångande av plankton och flytande, lösa föremål (Arthur et al. 2009).

Mikroplast kan delas in i primära och sekundära mikroplaster. Till de primära mikroplasterna kategoriseras partiklar med avsikt att tillverkas för att ha en viss storlek och de återfinns i industrier för bland annat plastpellets, rengöringsprodukter, läkemedel och hygienprodukter. De sekundära innefattar partiklar som genom sönderdelning och slitage av större plastmaterial har fått den storleken exempelvis i samband med byggarbetsplatser eller vid tvättning av kläder innehållandes syntetmaterial (Arthur et al., 2009; Fendall & Sewell, 2009; Magnusson et al., 2016). En insamling av plastpartiklar från västra Nordatlanten som har pågått i över 20 år visar att partikelstorleken har minskat med åren och att partikelkoncentrationen troligtvis kommer att öka med en minskad storlek (Wright et al., 2013).

2.1.2 Uppkomsten av mikroplast

Enligt en undersökning utförd av Svenska Miljöinstitutet, IVL, är den största landbaserade källan till mikroplast slitage av vägbanor och däck samt från konstgräsplaner i Sverige (Magnusson et al., 2016). Från däck uppkommer 7670 ton mikroplast årligen och från konstgräs mellan 1640 - 2460 ton varje år. Mikroplast kan även komma ifrån hygienprodukter, textilfibrer, båtbottnfärger och från nedskräpning (Fendall & Sewell, 2009; Naturvårdsverket, 2017). Stora mängder mikroplast från landbaserade och havsbaserade källor hamnar i svenska kustvatten årligen men eftersom information om transportvägen från utsläppskällan till vattenrecipienter saknas, finns en stor osäkerhet i att avgöra andelen som hamnar i havet (Magnusson et. al, 2016). Med vattenrecipienter avses sjöar, vattendrag, diken, mark och grundvatten som är mottagare av spill- och dagvatten (Uppsala Kommun, 2014).

Reningsverk och dagvattendammar kan betraktas som nedströmsmottagare vad gäller spridningen av mikroplast där källan till mikroplast är anslutna hushåll, företag och andra industrier (Magnusson, 2014). Enligt Magnusson et al. (2016) är det en stor mängd mikroplast från klädtvätt och hygienprodukter som följer med det inkommande vattnet till reningsverken. I vissa fall kan avloppsreningsverken vara en källa till att plastbitar sprids då plast kan användas som bärmaterial i det biologiska reningssteget. På så sätt kan ett reningsverk bidra till att plast hamnar i vattenrecipienter efter reningsprocessen (Magnusson, 2014). Ytterligare utsläpp av mikroplast sker även genom bräddning, när orenat eller ofullständigt renat spillvatten släpps ut på grund av överbelastning på systemet (Magnusson et al., 2016).

2.1.3 Egenskaper

Plaster har olika egenskaper som påverkar hur de kommer att bete sig i vattenmassan. Densiteten påverkar flytförmågan hos mikroplast som i sin tur påverkar var objekten hamnar i vattnet, på ytan eller i sedimenten. Detta gäller även för mikroplastens storlek, vilket även är avgörande för var objekten kommer att hamna. I vissa fall har mikroplast av liknande typ

hittats i både den fria vattenmassan och i sedimenten vilket tyder på att andra egenskaper också spelar roll för dess beteende (Thompson, 2004).

2.2 Spillvatten och dagvatten

Spillvatten är vatten som kommer från hushåll, företag och mindre industrier men även från kontor och serviceinrättningar. Spillvatten renas i avloppsreningsverk och i vissa fall renas vattnet tillsammans med dagvatten och dräneringsvatten om det avleds till reningsverken (Svenskt Vatten, 2016).

Dagvatten är ytavrinning från regn- och smältvatten som via diken eller ledningar rinner vidare till vattendrag (Svenskt Vatten, 2016) I Uppsala leds dagvattnet till stor del till Fyrisån. Vatten från nederbörd och annat vatten tränger vanligen ner i mark som är oexploaterad men på hårda ytor som asfalt och byggnationer leds dagvattnet vidare snabbare, vilket bidrar till större flöden och volymer av vatten (Uppsala Kommun, 2014). Dagvattnet för med sig föroreningar och ju mer staden expanderas och förtätas, desto mer minskar den naturliga infiltrationen i oexploaterad mark. Därav kommer mängden dagvatten öka i framtiden vilket kräver att vattnet avleds för att undvika översvämning (Uppsala Kommun, 2014).

2.2.1 Kungsängsverket

Kungsängsverket är det största avloppsreningsverket i Uppsala kommun och är beläget sydost om Uppsala centrum. Spillvatten tas emot från ungefär 170 000 personekvivalenter (pe) som kommer från hushåll, företag och andra verksamheter (Uppsala Vatten, 2016). Vattnet renas med en process bestående av tre steg vilka innefattar mekaniska, biologiska och kemiska processer. Spillvattnet pumpas till reningsverket och delas upp i två delströmmar, det vill säga två inkommande flöden som utgörs av Inkommande AB och C (Uppsala Vatten, 2016). Vid Inkommande C lämnas även slam som samlas in externt från exempelvis enskilda avlopp och fettavskiljare, vilket innebär att vattnet som behandlas i Inkommande C innehåller mer suspenderat material, biokemisk syreförbrukning (BOD), metaller, kväve och fosfor. Till Inkommande C återförs dessutom en stor mängd rejektivatten som är vatten som fås vid slamavvattning, det vill säga när slam skiljs från vattnet (Cato, 2017). Det renade spillvattnet släpps sedan ut i Fyrisån (Uppsala Vatten, 2016).

Det första steget i reningsprocessen är förbehandlingen där grövre föroreningar som papper och plast skiljs bort genom ett silgaller. I förbehandlingen ingår även försedimentering i bassänger där lättare partiklar skiljs bort. Därefter tillsätts järnklorid i avloppsvattnet för utfällning av fosfor. På så sätt sker en bättre fosforavskiljning redan i försedimenteringen. Efter förbehandlingen utförs biologisk rening av spillvattnet i luftningsbassänger och organiskt material bryts ned av mikroorganismer, denna reningsprocess kallas för *aktivt slam* (Uppsala Vatten, 2016; Uppsala Kommun, 2010). Den biologiska reningen liknar den naturliga reningen i vattendrag och sjöar men med en nedbrytning som sker i ett snabbare förlopp än i den naturliga processen. I sedimenteringsbassängerna sker därefter en avskiljning av det aktiva slammet som innehåller mycket näringsämnen. Ett sista steg i den biologiska reningen är avskiljningen av kväve under syrefria förhållanden genom denitrifikation. I det avslutande steget av reningsprocessen, den kemiska reningen, tillsätts mer järnklorid för att minska halten fosfor (Uppsala Vatten, 2016; Uppsala Kommun, 2010).

2.2.2 Kungsängsdammen

Dagvattendammen i Kungsängen är belägen sydost om Uppsala. Dammen har ett medeldjup på 0,7 m och rymmer ungefär 7140 m³ dagvatten. Kungsängsdammen tar emot dagvatten från en ledning som avleds från ett avrinningsområde i industriområdet Boländerna (Arnlund, 2014). Reningen sker genom en sedimentationsprocess förstärkt genom att uppehållstiden för vattnet blir högre, detta leder till att partiklar i dagvattnet

sedimenterar innan dagvattnet leds vidare. Inkommande vatten leds genom ett fördike till dammen via en inloppsbrunn. Avståndet mellan fördiket och inloppsbrunnen är 400 m. Fördiket är uppdelat av en grusväg där ena delen har en oljerensare som har funktionen att suga upp olja från vattenytan (Arnlund, 2014 se Andersson, 2014).

Ett bräddningsdike finns vid inloppet till dammen där vatten kan bräddas vidare till Fyrisån om höga flöden uppstår. Höga flöden skulle annars kunna leda till översvämning av dammen liksom uppvirvling av tidigare sedimenterade partiklar. Det inkommande vattnet leds från fördiket via ett dräkt rör till en provtagningsbrunn. Vattnet som flödar ut i botten av dammens inledande del rinner vidare till ett utloppsrör i slutet av dammen. Utloppsröret leder vattnet till en reglerbrunn och därefter till en provtagningsbrunn för att sedan rinna ut i Fyrisån. En beskrivning av Kungsängsdammen kan ses i Figur 1 (Arnlund, 2014).



Figur 1. Översiktbild av Kungsängsdammen med beskrivning av dammen, modifierad efter Arnlund (2014). Foto: Uppsala Vatten.

2.2.3 Rening av mikroplast

Enligt Naturvårdsverket (2017), där en sammanställning av studier på avskiljning av mikroplast har utförts, bedöms konventionella avloppsreningsverk i Sverige kunna bidra till en hög avskiljning trots att reningsverken inte är utformade för att rena vatten från mikroplast.

Tekniska lösningar har tagits fram utöver den befintliga reningen där Ultrafiltrering (UF) kan användas som ett kompletterande steg för att avlägsna mikroplast från det reade vattnet (Baresel et al., 2017). Ultrafiltrering är en filtreringsmetod som separerar föroreningar från vattnet fysiskt genom ett membranfilter. Den minsta storleken på partiklar som kan avlägsnas är cirka 0,1 μm , vilket innefattar partiklar som mikroplast, patogener och bakterier (Baresel et al. 2017). Det finns även andra filtreringsmetoder som används för att avlägsna suspenderade partiklar och föroreningar, vilket bidrar till att även mikroplast avskiljs (Norén et al., 2016). Andra metoder som används är mikrosilning med skiv- eller trumfilter där silning av vatten sker genom en vävd duk. Den vävda duken kan ha hål med porstorlekar mellan 10 och 1000 μm (Naturvårdsverket, 2017).

Två naturliga metoder som har visat sig vara effektiva och kostnadseffektiva vid avskiljning av föroreningar är att anlägga våtmarker och dammar där vattnet får passera. Det finns dock få studier med fokus på hur effektiv reningen är av dagvatten med avseende på mikroplast. Ett examensarbete utfört av Jönsson (2016) vid Uppsala universitet visade dock att mikroplast i två våtmarker och två dagvattendammar i Sverige avskildes med ungefär 90 %.

2.3 Tidigare studier

2.3.1 Metod och filterval

En vanlig provtagningsmetod för insamling av vattenprover vid analys av mikroplast är användningen av planktonnät. Maskstorlekarna på planktonnäten är omkring 300 µm då de första upptäckterna av mikroplast utfördes med denna metod (Galgani et al., 2010). På senare år har mikroplast av mindre storlekar påträffats, vilket har lett till ett ökat användande av filter i mindre storlekar som 20 µm vid undersökning av spillvatten (Magnusson & Wahlberg, 2014).

2.3.2 Indelning av mikrokräp

I tidigare studier har en indelning av mikroplast skett i kategorierna partiklar, fibrer och flagor. Fibrer som inte kategoriseras som mikroplast har benämnts som icke-syntetiska antropogena fibrer (icke-syntetiska fibrer fortsättningsvis) och inkluderades även de i räkningen (Magnusson & Wahlberg, 2014). De icke-syntetiska fibrerna är objekt i naturmaterial som exempelvis bomull och ull med ursprung i produkter framtagna av människan. Mikroplast och de icke-syntetiska fibrerna kan tillsammans gå under benämningen mikrokräp.

2.3.3 Undersökning av svenska avloppsreningsverk

I en studie utförd av Magnusson & Wahlberg (2014) undersöktes halten av mikroplast i fyra avloppsreningsverk i Sverige, varav en pilotanläggning. Undersökningen utfördes genom att 1-8 liter inkommande spillvatten samlades i hinkar för att sedan filtreras genom 300 µm- och 20 µm-filter. För utgående flöde pumpades vatten genom 300 µm-filter i volymer om 0.8-1 m³. För filter med maskstorleken 20 µm utfördes filtrering med vattensug i volymer om 4-9 liter. I avloppsreningsverken i studien utförs mekanisk, biologisk och kemisk rening samt med filtrering som ett avslutande steg, med undantag för Långeviksverket. En sammanställning av reningsverken kan ses i Tabell 1.

Tabell 1. Avskiljning av mikroplast i tre svenska avloppsreningsverk med data från Magnusson och Wahlberg (2014). Pilotanläggningen Hammarby Sjöstadsvärk visas inte i sammanställningen. Avskiljningen anges i procent som värde ± standardavvikelse där filterstorleken på 300 µm endast är presenterad.

Anläggning	Behandlingsteknik	Belastning [pe]	Avskiljning ≥ 300 µm [%]
Henriksdal	Kemisk, biologisk (+sandfilter)	750 000	98,9 ± 0,30
Ryaverket	Kemisk, biologisk (+skivfilter)	740 000	99,9 ± 0,11
Långeviksverket	Kemisk, biologisk	12 000	99,5 ± 0,20

Partiklarna delades in i syntetiska och icke-syntetiska fibrer där analys utfördes med hjälp av stereomikroskop och identifiering av mikroplaster utfördes med smälttester och FTIR-spektroskopi. De resultat som erhöles var att 7-30·10³ mikroplaster och 60-80·10³ icke-syntetiska fibrer per m⁻³ transporteras med det inkommande vattnet. Med det inkommande flödet transporteras därmed 10⁸ mikroplaster och 10¹⁰ icke-syntetiska fibrer per timme till Henriksdal och Ryaverket. Långeviksverket har inte lika hög belastning som de övriga verken men där var tillflödet i storleksordningen 10⁸ mikroplaster och 10¹⁰ icke-syntetiska fibrer per timme. Samtliga verk tog emot höga halter av mikrokräppartiklar, både syntetiska och icke-

syntetiska via inkommande vatten med en avskiljning upp mot 100 % där en mindre andel följde med ut.

2.3.4 Undersökning av norska avloppsreningsverk

I en studie utförd av Magnusson (2014) undersöktes tre norska avloppsreningsverk vad gäller mängden mikroplast i inkommande och utgående flöde. Avloppsreningsverken som undersöktes var VEAS, Tönsberg och Fuglevik. I reningsverken Fuglevik och Tönsberg sker reningen endast kemiskt med fosforfällning i avloppsvattnet. VEAS utför rening både kemiskt och biologiskt där mikroorganismer renar bort kväve. I studien undersöktes filter av storlekarna 300 och 20 µm. Med det inkommande vattnet transporterades 7 400-23 100 mikroplaster och 44 000-176 000 icke-syntetiska fibrer per m⁻³ för alla reningsverken. VEAS hade störst transportmängd av mikroplast och icke-syntetiska fibrer. Information om anläggningarna presenteras i Tabell 2.

Tabell 2. Avskiljning av mikroplast i tre norska avloppsreningsverk med data från Magnusson (2014). Avskiljningen anges i procent och endast data för mikroplast större än 300 µm presenteras.

Anläggning	Behandlingsteknik	Belastning [pe]	Avskiljning ≥ 300 µm [%]
VEAS	Kemisk, biologisk	700 000	99,36
Tönsberg	Kemisk	185 000	97,35
Fuglevik	Kemisk	85 000	99,90

2.3.5 Undersökning av dagvattendammar

Dagvattenanläggningarna Korsängens vattenpark och Tibbledammen ingick i ett examensarbete utförd av Jönsson (2016) där även två våtmarker undersöktes. Provtagningar utfördes genom att pumpa vatten genom filter av maskstorlekarna 20 µm och 300 µm samt samla in vatten i glasflaskor för filtrering i efterhand. Vattenvolymen som pumpades varierades från 100 till 1200 liter för 300 µm-filtren och mellan 10 och 70 liter för 20 µm-filtren. Information om dagvattenanläggningarna kan ses i Tabell 3.

Tabell 3. Sammanställning av data om anläggningarna från Jönsson (2016) där information om våtmarkerna inte visas. Endast resultat för mikroplast större än 300 µm presenteras.

Anläggning	Area [ha]	Medelflöde [m ³ /dygn]	Uppehållstid* [dygn]	Avskiljning, ≥ 300 µm [%]
Korsängens vattenpark	9,0	3440	5-10	100
Tibbledammen	5,7	4300	2	73

*Avser den teoretiska uppehållstiden vid medelflöde.

3 Metod

3.1 Provtagning

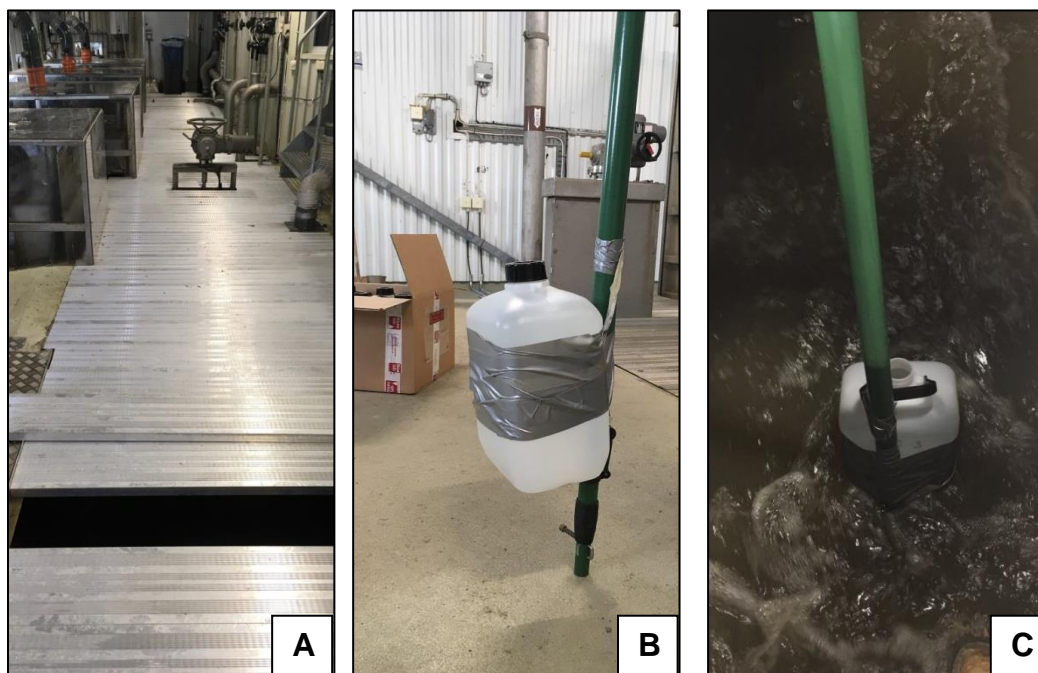
För att undersöka mängden mikroplast utfördes provtagningar från reningsverket Kungsängsverket och Kungsängsdammen. För Kungsängsverket utfördes provtagningar från två inkommande spillvattenflöden och ett utgående flöde. För Kungsängsdammen utfördes provtagning för ett inkommande dagvattenflöde i fördiket och för utgående vatten från provtagningsbrunnen.

3.1.1 Metodval

I detta projekt användes metoder som de nämnda i Teori för att på ett enkelt och beprövat sätt möjliggöra undersökningen av mikroplast i ett avloppsreningsverk och en dagvattendamm. Då metoderna har stöd i forskning och tidigare studier bidrar de till att enklare jämförelser kan utföras med dessa. I den här undersökningen användes endast 300 µm-filter med anledning av att det är en storlek som ofta har använts i tidigare studier. Det inkommande vattnet innehöll stora mängder material med olika ursprung, vilket påverkade hur stor vattenmängd som kunde filtreras innan filtrena sattes igen. Ju mindre filterstorleken var desto mindre vattenmängd kunde passera och filtreras, vilket gav en fördel i att använda en större filterstorlek. Mindre filterstorlekar kräver dessutom mer avancerad teknik vid analys samt är mer tidskrävande (Jönsson, 2016; Magnusson & Wahlberg, 2014).

3.1.2 Kungsängsverket

Spillvattenprover togs den 31 maj och provtagningen utfördes genom att vatten samlades i fyra dunkar med lock, med en volym av ungefär 5 liter vardera. Prover togs från ett inkommande flöde i Inkommande AB respektive Inkommande C. Dunkarna sänktes ner genom att tejpa fast en dunk mot en provtagningsstav med silvertejp, vilket ses i Figur 2.



Figur 2. Provtagning av inkommande flöden. (A) Inkommande flöde från Inkommande C med en metallskiva som har flyttats för att möjliggöra provtagning. (B) Dunk ihoptejpad med provtagningsstav. (C) Dunk med provtagningsstav nedsänkt i spillvatten. Foton: Yvonne Trinh.

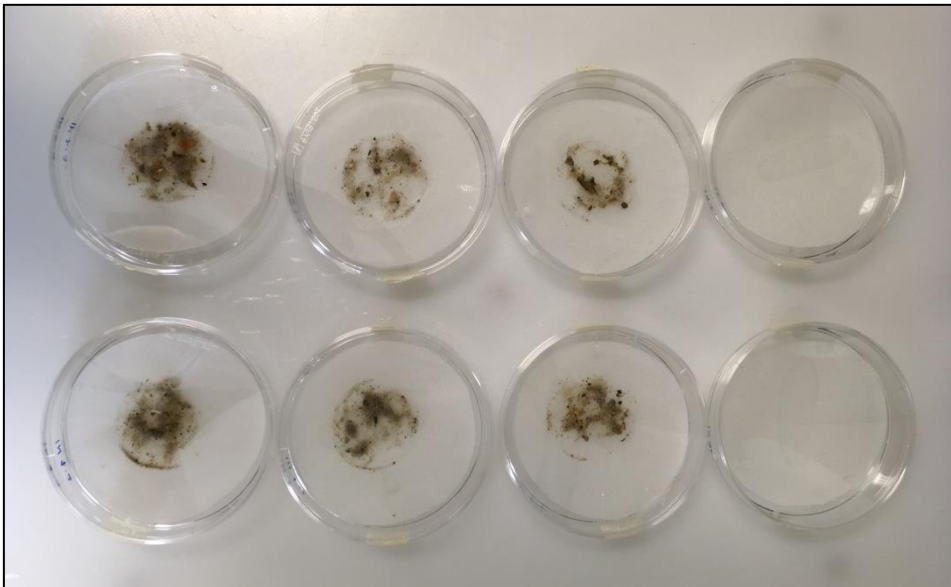
För båda inkommande flöden togs även ett blankprov bestående av en dunk med milli-Q, som sänktes ner ovanför vattenytan med ett öppet lock. Observationer som noterades var att spillvattnet i Inkommande C var mörkare än för Inkommande AB.

Filter skars till i cirklar i två olika storlekar, vilka anpassades till filtreringen respektive filterhållaren i pumpanordningen. Alla filter placerades därefter i petriskålar av plast med kontroll av filtren i stereomikroskop. Vid funnen mikroplast användes en pincett för att avlägsna mikroplasten. Filtrering av proverna för inkommande flöden, liksom blankprover utfördes med hjälp av mätuppställningen som kan ses i Figur 3.



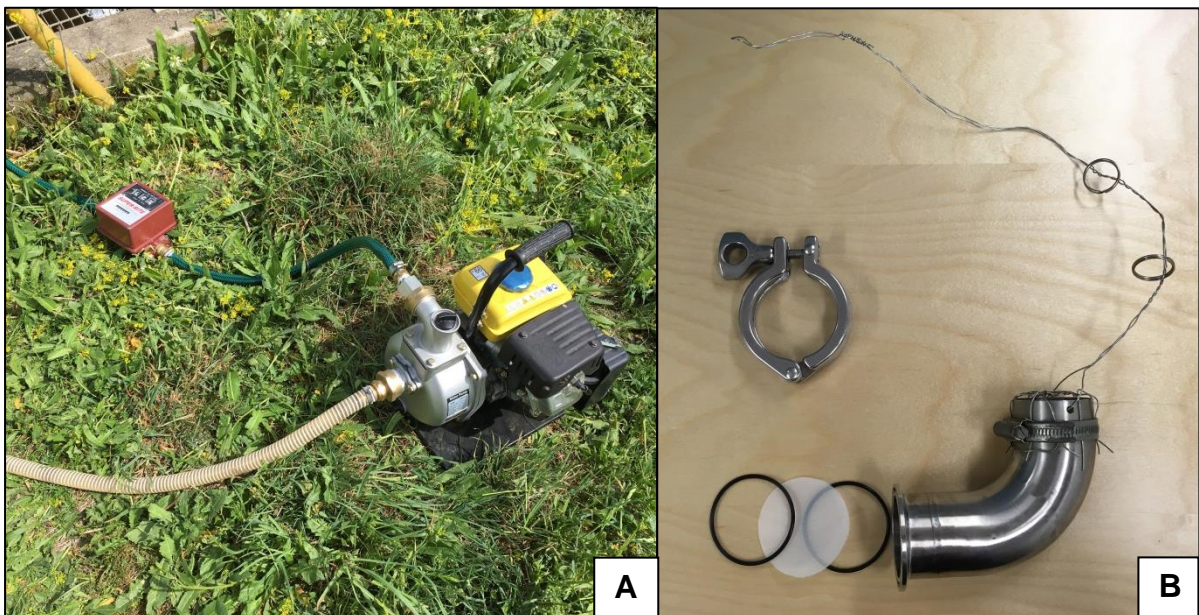
Figur 3. Mätuppställning bestående av olika delar för filtrering. Foto: Yvonne Trinh.

En mätkolv med volymen 1000 ml kopplades till en slang med vattensug för att öka flödes hastigheten. Vid filtrering användes en rostfri ståltratt, gummitätningar och en plasttratt. Inför varje ny filtrering sköljdes metalltratten med kranvatten och därefter milli-Q-vatten för att undvika att mikrokräpsrester från föregående filtrering skulle fastna. Dessutom skakades dunkarna om inför filtrering för att erhålla representativa prov. Alla filter förvarades i petriskålar förseglade med tejp för att hålla ihop skålarna och locken. Locken öppnades endast vid de tillfällena då filtret skulle användas för filtrering. Två pincetter användes för att plocka bort filtret. Filtreringstester med olika volymer av spillvatten utfördes och volymen varierade mellan 36 ml och 290 ml för de två inkommande flödena. Olika volymer valdes på grund av en stor skillnad i innehåll för båda inkommande flödena och även det utgående flödet. Innehållet bestod av blandade organiskt material som kan ses i Figur 4 och den uppmätta filtreringsvolymen bestämdes med hjälp av ett mätglas.



Figur 4. Prover för Inkommande AB och Inkommande C förvarade i petriskålar. Petriskålarna utan innehåll är blankprover för respektive inkommande flöden. Foto: Yvonne Trinh.

För det utgående flödet pumpades vatten upp i volymer mellan 1200 ml och 1400 ml med hjälp av en pumpanordning inspirerad av Jönsson (2016) och Magnusson & Norén (2011). Pumpanordningen bestod av en bensindriven motor med en effekt på 2,2 kW, slangar, volymmätare och filterhållare. I filterhållaren placerades ett filter som späddes fast med två o-ringar och en klämma, vilket ses i Figur 5.



Figur 5. Pumpanordning för provtagning. (A) Motor med en inlopp- och utloppsslang. En volymmätare (röd låda) är monterad på utloppslangen. (B) Filterhållare med tillhörande delar som rengaller och ståltråd för djupmarkering, o-ringar och 300 µm-filter samt klämma. Foton: Yvonne Trinh.

Filterhållaren fästes i en rostfri ståltråd med en markering av djupet för att åstadkomma att provtagningarna skedde från samma djup. Med hjälp av en trästav skapades en anordning där ståltråden fästes för att hålla filterhållaren på plats. En konstruktion på 90 graders-vinkel skapades för filterhållaren för att undvika att partiklar skulle spolas av från filtren. Systemet

fylldes med vatten i slangarna, som ingår i pumpanordningen. Ett blankprov togs även genom att låta en liten mängd vatten pumpas genom filtret. Olika volymer testpumpades för att undersöka hur stor volym vatten som lämpade för att möjliggöra analyser i stereomikroskop.

Beräkningar på hur stor mängd mikroplast som följde med det inkommande vattnet och nådde vattenrecipenter i utgående vatten utfördes genom att använda information om aktuellt flöde. Provtagningar genomfördes mellan kl. 09.00 och 16.00 där flödena finns presenterade i Tabell 4.

Tabell 4. Flöde för Inkommande AB och C och ett utgående flöde vid Kungsängsverket mellan kl. 09.00 och 16.00 den 31 maj.

Kungsängsverket	Flöde [m ³ /h]
Inkommande AB	1240
Inkommande C	1050
Utgående	2300

3.1.3 Kungsängsdammen

Prover för Kungsängsdammen togs den 30 juni och 11 juli med samma provtagningsmetodik som för Kungsängsverkets utgående flöde, det vill säga med hjälp av pumpanordningen. För det inkommande flödet sänktes filterhållaren ner innanför gallret i fördiket, vilket kan ses i Figur 6.



Figur 6. Provtagning för inkommande flöde i fördiket. Filterhållaren är fastmonterad med ståltråd i trästaven och kopplad till inloppssuget. Foto: Yvonne Trinh

Provtagningen utfördes med försiktighet för att inte riskera kontamination av damm och andra partiklar utifrån filterhållaren skulle stötas mot gallret. Filterhållaren sänktes även under vattenytan utan att stöta mot sedimenten, också för att undvika felkällor och på så sätt få representativa prov. Prover av det utgående flödet utfördes i provtagningsbrunnen och kan ses i Figur 7.



Figur 7. Provtagning för utgående flöde i provtagningsbrunnen. Filterhållaren är fastmonterad med ståltråd i trästaven och kopplad till inloppssuget. Motorn och utloppsslangen ses även i figuren. Foto: Yvonne Trinh.

Provtagning för det inkommande vattnet utfördes endast den 11 juli med anledning av att det fanns ett flöde efter nederbörd, då vattnet i vanliga fall saknar märkbart flöde. Vid provtagningen var det lätta regnskurar som gav upphov till ett lågt flöde.

3.2 Analys

Analysen av anträffad mikroplast utfördes manuellt i stereomikroskop med 40 gångersförstoring med vägledning av en guide utfärdad av Marine & Environmental Research Institute (u. å). Identifieringen utfördes även genom att jämföra med bilder och beskrivningar enligt Norén et al. (2009).

Vid osäkerheter flyttades objektet från filtret till ett objektglas för att avgöra smälteegenskaper. Smälttestet går ut på att föra objektglas över en låga och på så sätt bedöms det som syntetiskt eller icke-syntetiskt. Bilder av mikroplast har tagits med hjälp av en mobiltelefonkamera med 12 megapixels-upplösning.

3.3 Kontaminationsrisk

Förvaring av filter utfördes i petriskålar och undersökning i stereomikroskop har genomförts innan insamling av vattenprover för att avlägsna föroreningar. För varje gång filtrena

hanteras, som exempelvis när locket från en petriskål lyfts, finns det en risk att föroreningar hamnar i filtret. Kläder i bomull eller naturmaterial samt labbrock för att undvika uppvirvling av partiklar från kläder innehållandes syntetiskt material. Puderfria, blå nitrilhandskar användes vid insamlingen av det inkommande vattnet samt vid filtrering. Vid filtrering var filtret placerad mellan den större gummitätningen och metalltratten, där endast filtrets ovansida var i kontakt med metalltratten. Det kan ge upphov till att rester från nitrilhandskarna och gummitätningen hamnar i provet. En orange tratt användes även men var aldrig i kontakt med filtret. För att underlätta analysen i stereomikroskop, användes lim i utkanten av filtret för att undvika att det flyttades runt i petriskålen.

Material med låg densitet är inte helt homogent fördelat trots noggrann skakning innan filtrering. En överskattning kan därför ha skett av antalet mikroplast i inkommande vatten. Samma procedur upprepades vid varje provtagning för att alla provtagningar och filtreringar skulle utföras på samma sätt.

Det som har varit i kontakt eller i närheten av provtagningarna så som silvertejp, handskar, maskeringstejp har undersökts i stereomikroskop för att kunna utesluta misstankar om kontaminering. Dessutom har blankprover tagits och undersökts i stereomikroskop. Felkällorna har tagits i åtanke vid analysen av mikoplast, om troliga rester från nämnda felkällor har påträffats har dessa inte tagits med i räkningen.

3.4 Beräkningar

Flödet för Kungsängsdammen vid provtagningstillfällena beräknades med hjälp av ekvation 1. Genom att mäta höjden på överfallet vid utloppet i provtagningsbrunnen erhålls flödet Q för det inkommande och utgående vattnet. I provtagningsbrunnen är det ett triangulärt överfall med ett v-format skibord. Avbördningskoefficienten anges som C_v och bestämdes enligt tabell utifrån vinkeln θ . Tyngdaccelerationen benämns som g och höjden på överfallet som h (Persson et al., 2014)

$$Q = C_v \frac{8}{15} \sqrt{2g} (h)^{5/2} \tan \frac{\theta}{2} \quad (1)$$

För att kunna jämföra proverna med tidigare studier beräknades resultaten till halter. Antalet mikroplast dividerades med vattenvolymen för att sedan beräkna medelvärden och standardavvikelser. För att undersöka den procentuella avskiljningen som sker i en anläggning, skillnaden mellan inkommande och utgående flöde, användes ekvation 2. Avskiljningen benämns som a och koncentrationerna som C_1 och C_2 .

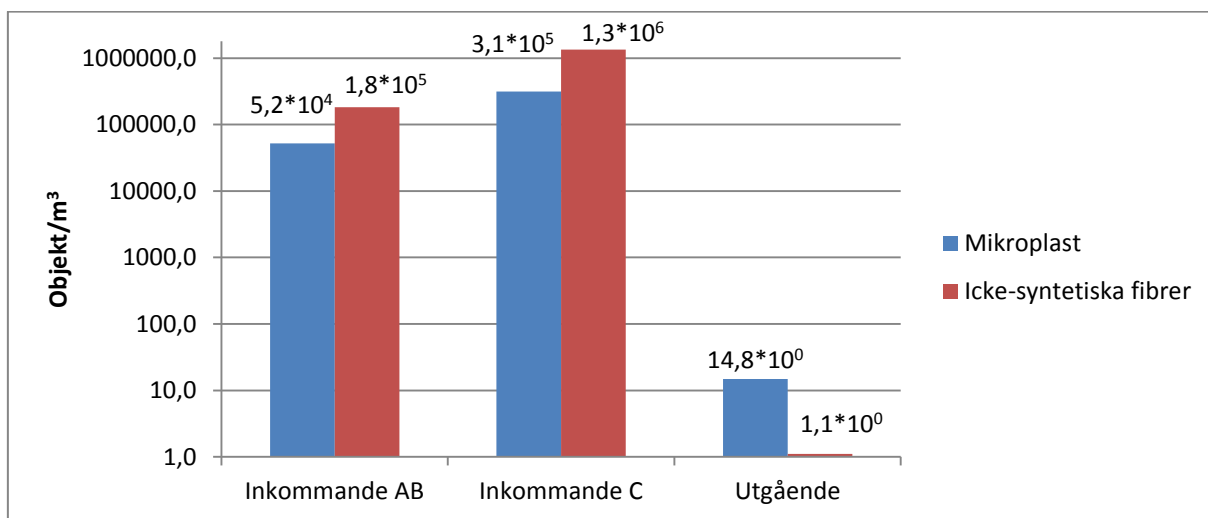
$$a = (C_1 - C_2) / C_1 \cdot 100 \quad (2)$$

4 Resultat och diskussion

4.1 Kungsängsverket

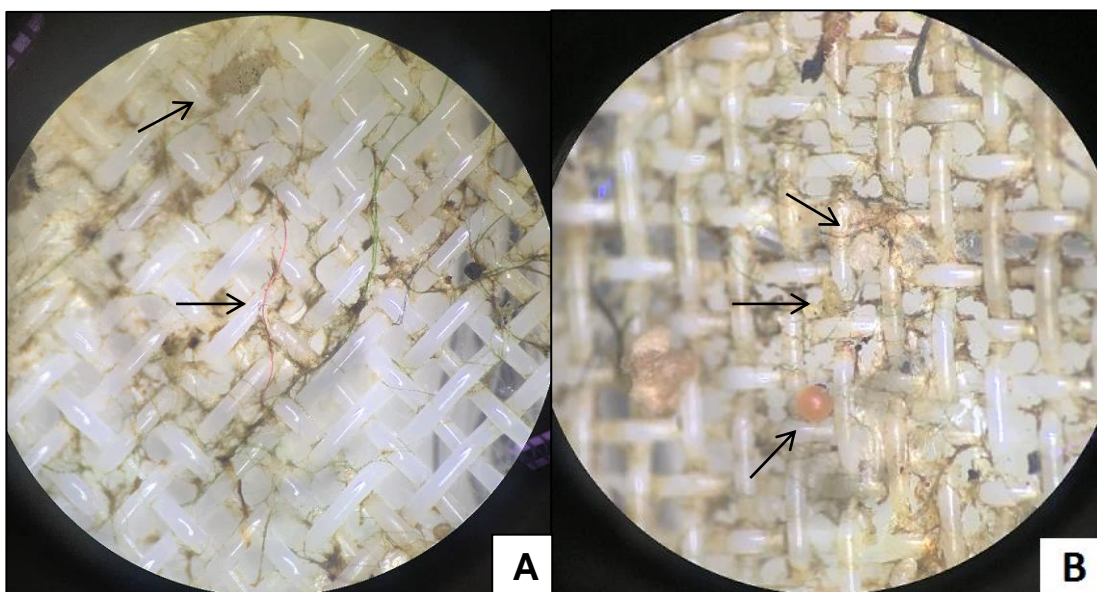
Hos avloppsreningsverket Kungsängsverket beräknades koncentrationerna av mikroplast i de två inkommande flödena till 50 000 – 300 000 objekt/m³. För icke-syntetiska fibrer beräknades koncentrationerna till 180 000 – 1 300 000 objekt/m³. Medelkoncentrationen var betydligt högre i Inkommande C än AB, vilket kan ses i Figur 8. Det kan bero på att rejektvatten återförs till Inkommande C och bidrar till att mikroskräp som har sedimenterat följer med slammet vid slamavvattningen. Rejektvattnet som bildas skulle därmed kunna innehålla höga halter av mikroskräp. En sammanställning av värdena kan även ses i Bilaga A. För det utgående flödet var medelkoncentrationen av mikroplast 14,8 objekt/m³ och för

icke-syntetiska fibrer 1,1 objekt/m³. Värdena presenteras med enheten antal/m³ för att enklare kunna jämföra med tidigare studier.



Figur 8. Antal mikrokräpppartiklar i inkommande och ett utgående flöde hos Kungsängsverket angivet i objekt/m³. Medelvärden visas ovanför staplarna och standardavvikelser kan ses i Bilaga A. Observera att det är en logaritmisk skala på y-axeln.

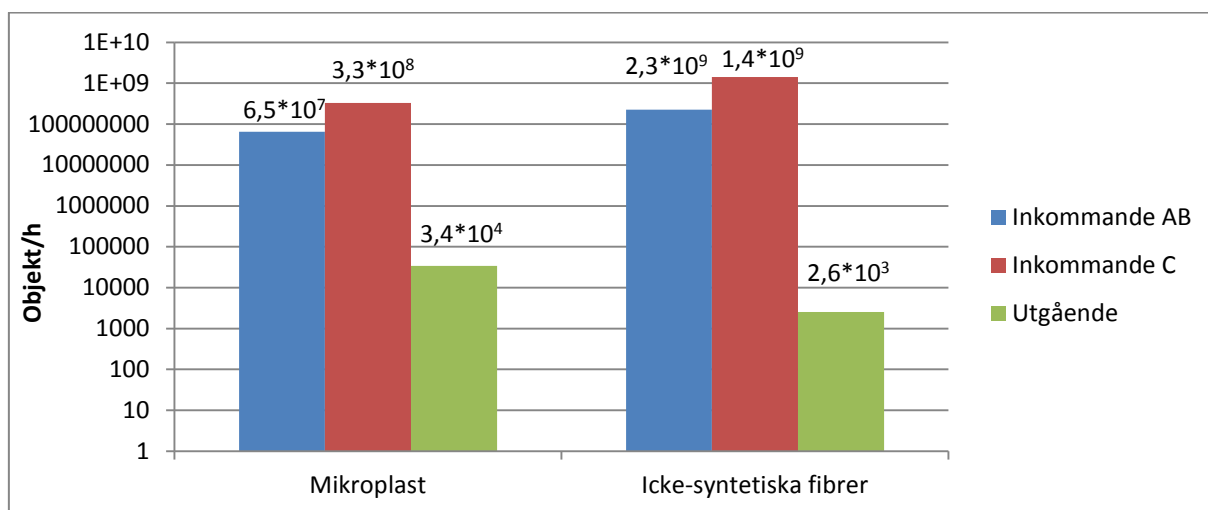
I Inkommande AB var 50 % av partiklarna blå, 25 % transparenta och 25 % vita. Bland fibrerna var 43 % blå och resterande i färgerna röd, lila, grön och svart. I Inkommande C var 69 % av partiklarna transparenta och övriga i färgerna blå, grön och rosa. De fibrer som hittades var mestadels svarta och blå med en fördelning på 47 % respektive 45 %. Övriga fibrer hade färgerna röd och grön. I det utgående flödet var 78 % av partiklarna transparenta och de resterande i varierande färger. Bland fibrerna hittades endast en röd fiber. Mikroplast kan ses i Figur 9.



Figur 9. Mikroplaster från inkommande och utgående flöde som ses på 300 µm-filter. (A) En partikel och en fiber från Kungsängsverkets inkommande flöde. (B) Tre partiklar från det utgående flödet. Foto: Yvonne Trinh.

Prover från Inkommande AB och C innehöll mycket organiskt material som bidrog till en svårighet vid analysen av mikroplast. Därmed kan en underskattning av mikroplast ha skett av de olika typerna som partiklar, fibrer, flagor samt icke-syntetiska fibrer.

Mängden mikroplast och icke-syntetiska fibrer som transporterades till det inkommande och utgående vattnet beräknades genom att multiplicera flödet (Tabell 4) med koncentrationen av objekt i vattnet (Figur 8). I de två inkommande flödena, Inkommande AB och C, transporterades $3,3 \cdot 10^8$ - $2,3 \cdot 10^8$ mikroplaster och $6,5 \cdot 10^7$ - $1,4 \cdot 10^9$ icke-syntetiska fibrer per timme. Från det utgående flödet släpptes $3,4 \cdot 10^4$ mikroplaster och $2,6 \cdot 10^3$ icke-syntetiska fibrer per timme. Resultaten presenteras med enheten objekt/h och kan ses i Figur 10.



Figur 10. Mängden mikroplast och icke-syntetiska fibrer som förs in i Kungsängsverket samt släpps till vattenrecipienter per timme. Medelvärden visas ovanför staplarna. Observera att det är en logaritmisk skala på y-axeln.

För både mikroplast och icke-syntetiska fibrer var avskiljningen 99,9 % vilket innebär att andelen mikrokräpppartiklar som släpps ut till vattenrecipienten är mycket liten i jämförelse med mängden som kommer in till reningsverket. Avskiljningen i avloppsreningsverket presenteras i Tabell 5, där avskiljningen beräknades med hjälp av ekvation 2.

Tabell 5. Andel mikroplast och icke-syntetiska fibrer som inte släpptes ut med det utgående vattnet.

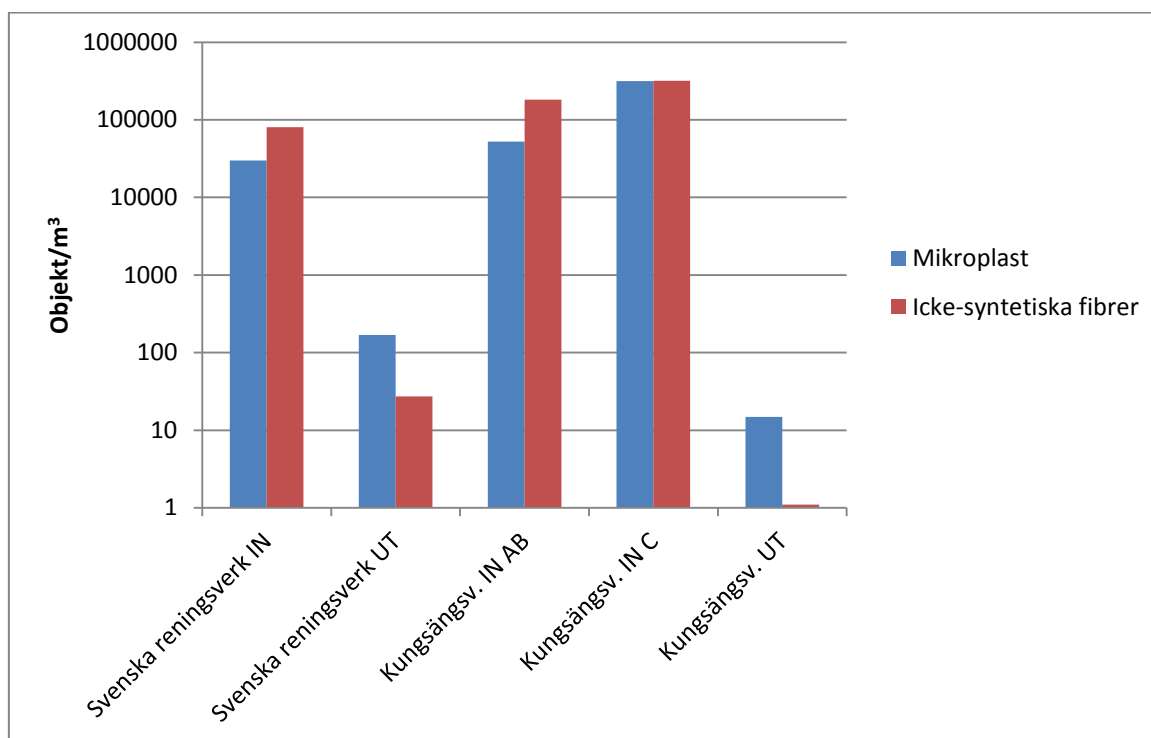
Kungsängsverket	Mikroplast [%]	Icke-syntetiska fibrer [%]
Inkommande AB	99,9	99,9
Inkommande C	99,9	99,9

4.1.1 Jämförelse med andra reningsverk

Jämförelser har endast utförts med två tidigare studier där fyra svenska avloppsreningsverk respektive tre norska avloppsreningsverk har ingått i undersökningarna.

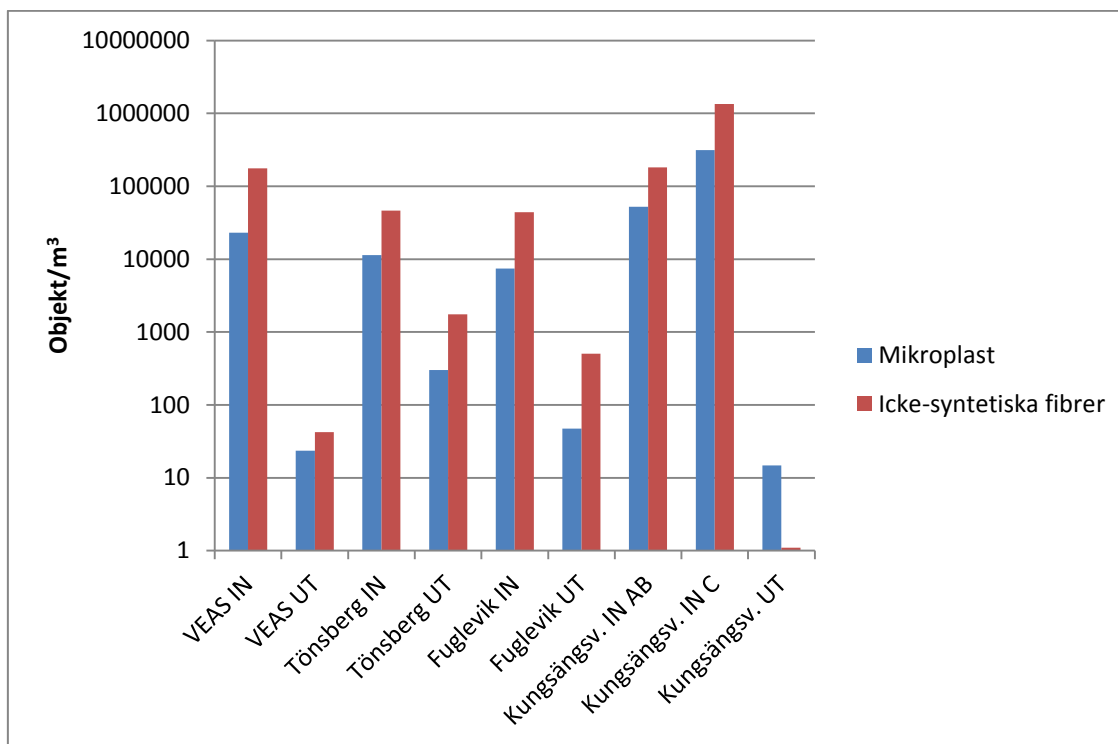
Vid jämförelse med de svenska reningsverken Henriksdal, Ryaverket och Långeviksverket transporteras 2 gånger fler mikroplast per m^3 och 2 gånger fler icke-syntetiska fibrer per m^3 till Inkommande AB. Högre koncentrationer uppmättes i vattnet till Inkommande C, 10 gånger fler mikroplast per m^3 och 4 gånger fler icke-syntetiska fibrer per m^3 jämfört med övriga tre

svenska reningsverk. Beräkningarna är baserade på de högsta inkommande värdena för alla reningsverken och en sammanställning kan ses i Figur 11. Mikrokräppartiklarna avskiljs i högre grad i Kungsängsverket i jämförelse med de tre svenska avloppsreningsverken och en låg koncentration släpps ut till recipienten.



Figur 11. Mikroplast och icke-syntetiska fibrer som transporteras med det inkommande vattnet samt släpps ut med det utgående vattnet. Värden i figuren är baserad på data från Magnusson & Wahlberg (2014) där de högsta värdena är presenterade. Specifika värden för varje reningsverk saknades och därmed presenteras alla tre reningsverk under samma staplar. Observera att det är en logaritmisk skala på y-axeln.

Andelen mikroplast och icke-syntetiska fibrer kan ses i Figur 12 där resultaten för de norska reningsverken VEAS, Tönsberg och Fuglevik presenteras tillsammans med resultaten från Kungsängsverket. Från Kungsängsverket är det högst andel av mikroplast och icke-syntetiska fibrer som transporteras med det inkommande vattnet och lägst halter som släpps ut med det utgående vattnet. Vid en jämförelse av reningsverken har Tönsbergs reningsverk en belastning på en liknande skala som Kungsängsverket, 185 000 pe respektive 170 000 pe. Till Inkommande C transporteras 27 gånger högre halter mikroplast och 29 gånger högre halter icke-syntetiska fibrer jämfört med till Tönsbergs reningsverk. Inkommande C tar dessutom emot 13 gånger mer mikroplast och 7 gånger mer icke-syntetiska fibrer än VEAS som har en belastning på 700 000 pe. För Inkommande AB ligger koncentrationerna av mikrokräp på nästan samma skala som för Tönsbergs reningsverk men mikroplastkoncentrationerna är 4 gånger högre för Kungsängsverket. Vad gäller koncentrationen som släpps ut till recipienter avskiljs mikrokräppartiklarna i högre grad i Kungsängsverket i jämförelse med alla tre norska avloppsreningsverk.

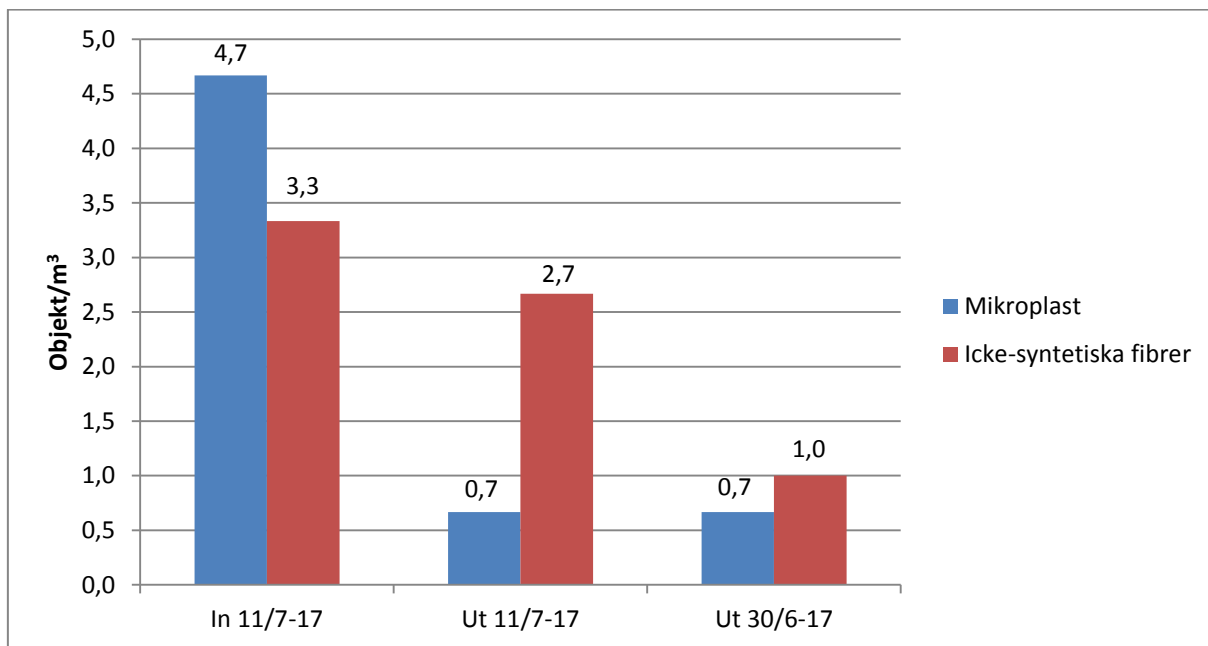


Figur 12. Mikroplast och icke-syntetiska fibrer som transporteras med det inkommande vattnet samt släpps ut med det utgående vattnet. Värderna i figuren är baserad på data från Magnusson (2014). Observera att det är en logaritmisk skala på y-axeln.

Resultaten visar att koncentrationen av inkommande mikrokräp är högre för Kungsängsverket jämfört med svenska och norska reningsverk. En orsak till detta kan vara att det endast är stickprover som har tagits och vid ett enstaka tillfälle. De fåtal stickprover som har tagits kan därmed eventuellt vara från ett visst vattenprov med ett högt innehåll av mikrokräp. Om föroreningar, trots att stor vikt lades på att minimera denna risk, har kontaminerat proverna under provhanteringen kan dessa även ha bidragit till en högre koncentration. Se kapitel 4.3 för ytterligare diskussion om kontaminationseffekter. De norska reningsverken saknar ett biologiskt reningssteg med undantag för VEAS, där högst andel mikrokräp förs in till reningsverket och lägst andel når vattenrecipienter bland de tre norska reningsverken. Vid jämförelse av resultaten från Kungsängsverket med resterande verk skulle det biologiska reningssteget med aktivt slam kunna vara ett steg i reningen som skiljer bort mikrokräp till en hög grad. Kungsängsverket har dessutom täta ledningar vilket bidrar till att endast en liten mängd ovidkommande vatten, vatten som förs in via ledningar på grund av läckage, transporteras till reningsverket (Khalili, 2017). Det innebär att spillvatten som förs in till Kungsängsverket påverkas mindre av ovidkommande vatten då utspädningen är låg. Det skulle därför vara intressant att utföra fler undersökningar vid olika tillfällen och jämföra med de erhållna resultaten i den här studien. Både i den här undersökningen och i tidigare studier som har nämnts visar resultaten att icke-syntetiska fibrer förekommer i större utsträckning än mikroplast.

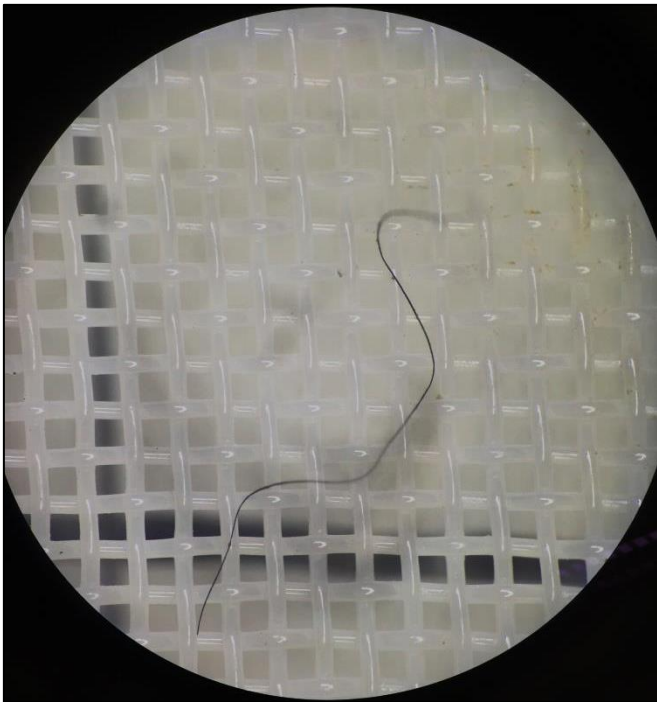
4.2 Kungsängsdammen

För de prover som togs den 11 juli i Kungsängsdammen var medelkoncentrationen av mikrokräp för det inkommande flödet 4,7 och 3,3 mikroplaster per m³ respektive icke-syntetiska fibrer per m³. För det utgående flödet var medelkoncentrationen 0,7 mikroplaster per m³ och 2,7 icke-syntetiska fibrer per m³. Medelkoncentrationen av mikroplast från provtagningen den 30 juni i det utgående flödet var 0,7 objekt/m³ och för icke-syntetiska fibrer 1,0 objekt/m³. Resultaten av mikrokräpskoncentrationen kan ses i Figur 13.



Figur 13. Antal mikrokräpppartiklar i inkommande flöde och utgående flöde i Kungsängsdammen angivet i objekt/m³. Medelvärden visas ovanför staplarna och standardavvikelser kan ses i Bilaga A. Prover som togs den 11 juli avser In 11/7-17 och Ut 11/7-17, prover som togs den 30 juni avser Ut 30/6-17.

I Kungsängsdammen hittades endast ett fåtal mikroplaster och icke-syntetiska fibrer. I det inkommande vattnet från provtagningen den 11 juli var det endast transparenta partiklar och blå fibrer, inga icke-syntetiska fibrer hittades. Ett exempel på en icke-syntetisk fiber som inte räknades med då fibern var större än 5 mm kan ses i Figur 14. I det utgående vattnet var det blå fibrer som hittades och inga partiklar. Från provtagningen den 30 juni hittades transparenta partiklar och blå fibrer.



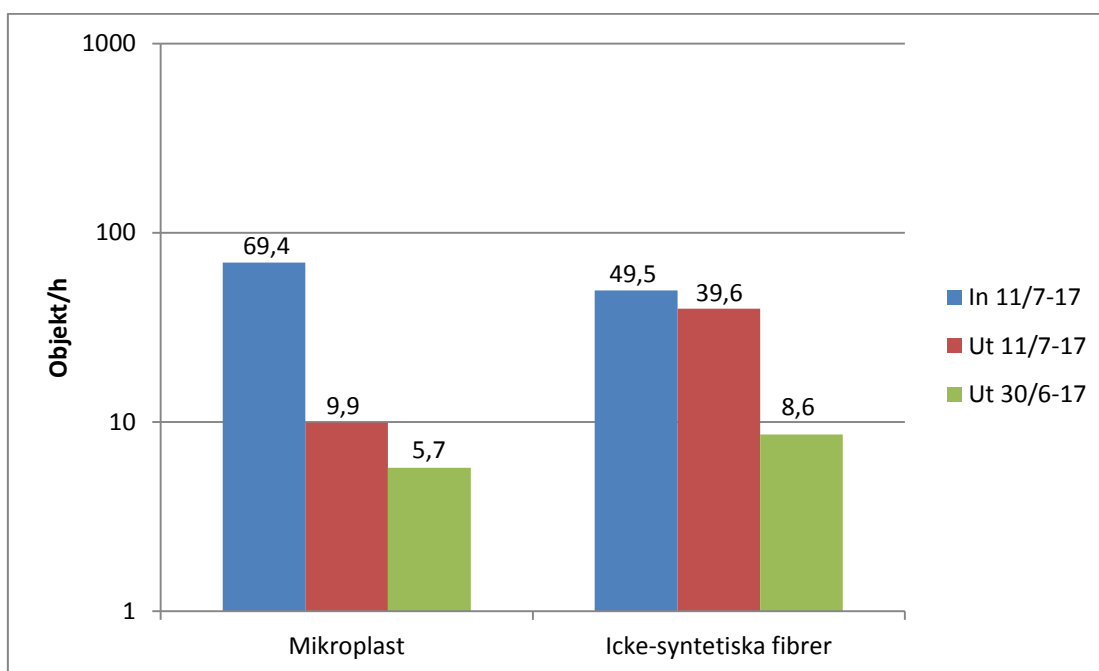
Figur 14. Ett icke-syntetisk fiber från Kungsängsdammen som inte togs med i räkningen då fibern var större än 5 mm.

Beräknade flöden vid provtagningstillfällena presenteras i Tabell 6 och togs fram med hjälp av ekvation 1.

Tabell 6. Flöde uppmätt i Kungsängsdammens utlopp vid provtagningstillfällena 30 juni respektive 11 juli.

Datum	Flöde [m ³ /h]
11/7-17	14,9
30/6-17	7,0

Beräknade flöden som mättes upp i det utgående flödet antas även gälla för det inkommande flödet. Genom att multiplicera koncentrationen av mikroplast och icke-syntetiska fibrer (Figur 13) med flödet (Tabell 6) erhöles mängden som transporterades till det inkommande och utgående flödet. För provtagningen den 11/7-17 transporterades 69,4 mikroplaster och 49,5 icke-syntetiska fibrer per timme med det inkommande flödet. För det utgående flödet släpptes 9,9 och 39,6 mikroplaster respektive icke-syntetiska fibrer ut från dammen per timme. Vid provtagningstillfället den 30/6-17 släpptes 5,7 mikroplaster och 8,6 icke-syntetiska fibrer ut per timme. En högre andel icke-syntetiska fibrer släpptes ut än mikroplast, vilket kan ses i Figur 15.



Figur 15. Mängden mikroplast och icke-syntetiska fibrer som förs in i Kungsängsdammen samt släpps till Fyrisån per timme. Medelvärden visas ovanför staplarna. Observera att det är en logaritmisk skala på y-axeln.

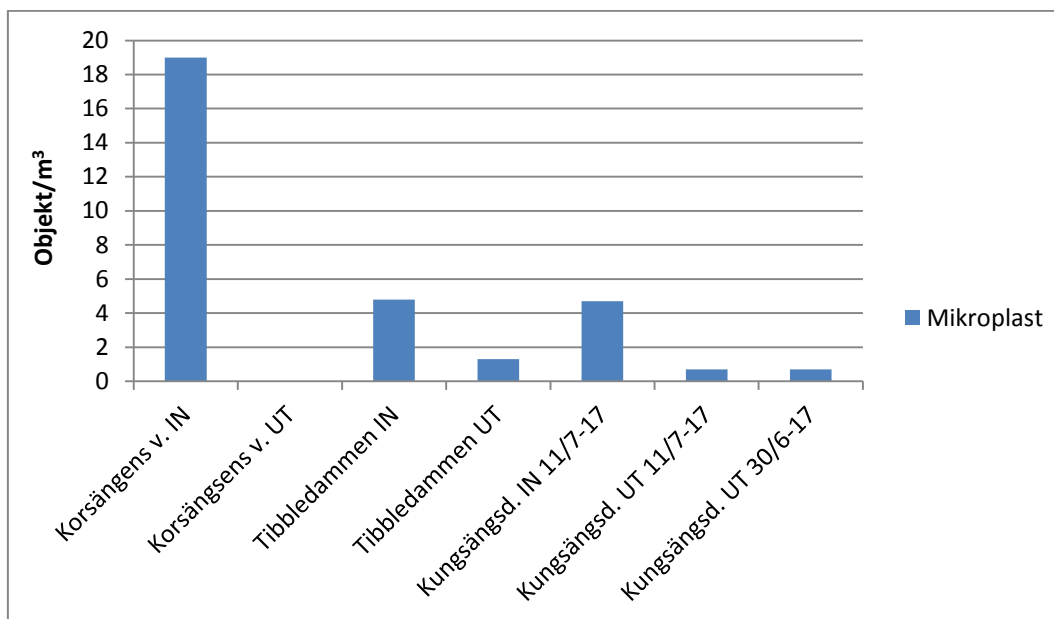
Avskiljningen för mikroplast är 85,7 % och för icke-syntetiska fibrer avskiljs 20 % och kan ses i Tabell 7. Beräkningar utfördes med hjälp av ekvation 2 och enligt undersökningen avskiljs mikroplast i högre grad än icke-syntetiska fibrer.

Tabell 7. Andel mikroplast och icke-syntetiska fibrer som inte släpptes ut med det utgående vattnet.

Kungsängsdammen	Mikroplast [%]	Icke-syntetiska fibrer [%]
In 11/7-17	85,7	20,0

4.2.1 Jämförelse med tidigare studier

Vid jämförelse med tidigare studier av dagvattendammar är mängden mikroplast i samma storleksordning som för resultaten av Tibbledammen, dock med lägre utgående halter. Analys av icke-syntetiska fibrer finns inte med i studien av Jönsson (2016), jämförelser har därmed inte utförts för dessa och presenteras därför inte i Figur 16. Vid jämförelse med Korsängens vattenpark är förekomsten av mikroplast i inkommande flöde 4 gånger högre än resultaten från Kungsängsdammen.



Figur 16. Mängden mikroplast i inkommande och utgående vatten från Korsängens vattenpark och Tibbledammen samt Kungsängsdammen. Värden i figuren är baserad på data från Jönsson (2016).

Enligt Jönsson (2016) är dagvattendammarna Korsängens vattenpark och Tibbledammen likvärdiga vad gäller area och medelflöde. Överskattningar kan ha gjorts vid analys av prover i Korsängens vattenpark då provtagningar utfördes i en dammig miljö.

För Kungsängsdammen var vattenflödet lågt på provtagningsdagen den 11/7-17 för inkommande flöde. Det låga flödet kan ha bidragit till en stor variation mellan replikatens innehåll eftersom minskad turbulens leder till minskad omblandning. Ytterligare undersökningar vid olika flödessituationer skulle därmed vara önskvärda för att kunna jämföra med erhållna resultat och således få en bättre bild av situationen. Det finns inga jämförelser med icke-syntetiska fibrer och därmed går det inte att avgöra om halterna och avskiljningen i Kungsängsdammen är hög eller låg. Vid jämförelse med studier där svenska och norska avloppsreningsverk ingår, är det låga halter som inkommer och som släpps ut.

4.3 Felkällor

I undersökningen har endast stickprover tagits, vilket ger en felkälla om det visar sig att ett visst vattenprov innehåller låga eller höga halter av mikrokräp. Vid analys av mikroplast har kontaminationsrisker tagits i åtanke och även försök till att minimera dessa har gjorts i varje moment. Analyserna utfördes inte i helt dammfria lokaler, vilket skulle kunna ge upphov till kontamination. För prover i inkommande vatten var det endast möjligt att filtrera små volymer, cirka 30-300 ml. En eventuell kontaminering under provhanteringen har på så sätt stor effekt på resultatet. Vid identifiering av mikroplast var det svårt att avgöra vad som är mikroplast på grund av att det var mycket organiskt material i proven. Det var dessutom svårt att identifiera mikroplast utifrån bilder från tidigare studier och genom att utföra ett smälttest. Därmed kan en underskattning ha skett av mängden mikrokräp. Vattenprover togs inte vid exakt samma tillfällen, vilket ger en felkälla då det möjligtvis inte var samma vatten som analyserades. Vid provtagning av det inkommande flödet i Kungsängsdammen den 11/7-17 var innehållet i de tre proverna olika, vilket troligtvis beror på att vattenflödet var lågt på provtagningsdagen. Hänsyn togs dessutom inte till uppehållstiden i Kungsängsdammen eller Kungsängsdammen, vilket innebär att det inte var samma vatten som analyserades i inkommande och utgående vatten.

4.4 Vidare utredning

I den här studien analyserades endast mikrokräp på filter med en storlek större än 300 µm. För vidare undersökningar skulle det kunna ske på finare filter, som en storlek på 20 µm, där fler jämförelser kan utföras med tidigare studier. Kontaminationsrisker har tagits i åtanke där varje moment i utförandet innebär en risk. Därav är det intressant att undersöka de olika momenten med avseende på kontamination, det vill säga under provhanteringen så som vid provtagning och filtrering. Vid identifiering av mikroplast kan en analys med FTIR-spektroskopi utföras för att kategorisera plast samt eventuellt uppkomstkälla till plasten. Kungsängsverket saknar ett avslutande filtreringssteg i reningsprocessen och det skulle därmed vara intressant att undersöka hur ett filtreringssteg skulle kunna påverka avskiljningen av mikrokräp. Inkommande C tillförs rejektivatten som eventuellt innehåller höga halter av mikroplast och icke-syntetiska fibrer, vilket skulle kunna undersökas i framtida studier. En utredning kring kostnader och effekter för framtida lösningar vore även intressant att undersöka då det är ett aktuellt ämne. För vidare studier med avseende på mikroplast och icke-syntetiska fibrer skulle undersökning kunna utföras på de övriga avloppreningsverken i Uppsala.

5 Slutsats

- Andelen icke-syntetiska fibrer är högre än för mikroplast. Till Inkommande C transporteras en högre koncentration av mikrokräp än till Inkommande AB, vilket kan bero på att rejektivatten återförs till Inkommande C. För både mikroplast och icke-syntetiska fibrer är avskiljningen 99,9 %. Det innebär att andelen som släpps ut är mycket liten i jämförelse med det som förs in.
- Vid jämförelse med ett antal svenska och norska reningsverk är både inkommande halter av mikrokräp och avskiljningen högre i Kungsängsverket. Då jämförelserna endast bygger på studier där stickprov har tagits och risken för kontamination av föroreningar är hög, bör jämförelserna därmed användas med försiktighet.
- I inkommande flöde för Kungsängsdammen var det högre förekomst av mikroplast än icke-syntetiska fibrer. Avskiljningen för mikroplast var 85,7 % och för icke-syntetiska fibrer avskiljdes 20 % därmed avskiljs mikroplast i högre grad än icke-syntetiska fibrer.
- Mikroplast för inkommande och utgående flöden i Kungsängsdammen, hade liknande koncentrationer som i en tidigare studie av två andra dagvattendammar.
- Metoden för analys har varit mycket tidskrävande med en omfattning av cirka 120 timmar. I övrigt har metoder för provtagning och analys av spill- och dagvatten fungerat tillfredställande.

6 Referenser

6.1 Elektroniska referenser

Arnlund, J. (2014). *Utredning av reningsfunktionen hos Kungsängens dagvattendamm - en studie med flödesproportionell provtagning*. Uppsala universitet. Institutionen för geovetenskaper/Civilingenjörsprogrammet i miljö- och vattenteknik (Examensarbete 2014:028).

Arthur, C., Baker, J. & Bamford, H. (2009). *Proceedings of the International Research Workshop on the Occurrence, Effects and Fate of Microplastic Marine Debris. Sept 9-11, 2008*. (NOAA Technical Memorandum NOS-OR&R-30).

Baresel, C., Magnér, J., Magnusson, K., Olshammar, M. (2017) *Tekniska lösningar för avancerad rening av avloppsvatten*. IVL Svenska Miljöinstitutet. C 235. Tillgänglig: <http://sjostad.ivl.se/download/18.3016a17415acdd0b1f49cd/1493367986749/C235.pdf> [Hämtad 2017-07-30]

Carpenter, E. J., Anderson, S. J., Harvey, G. R., Miklas, H. P. & Peck, B. B. (1972). *Polystyrene Spherules in Coastal Waters*. *Science*, (178), pp. 749, DOI: 10.1126/science.178.4062.749.

Colton, J. B., Knapp, F. D., Burns, B. R. (1974). *Plastic Particles in Surface Waters of the Northeastern Atlantic*. *Science*, (185), pp. 491-497, DOI: 10.1126/science.178.4062.749.
Depledge, M. H., Galgani, F., Panti, C., Caliani, I., Casini, S. & Fossi, M. C. (2013). *Plastic litter in the Sea*. *Marine Environmental Research*, (92), pp 279-289. DOI: 10.1016/j.marenvres.2013.10.002.

Galgani, F., Fleet, D., Van Frankeker, J., Katsanevakis, S., Maes, T., Mouat, J., Oosterbaan, L., Poitou, I., Hanke, G., Thompson, R., Amato, E., Birkun, A. & Janssen, C. (2010). *Marine Strategy framework Directive, Task group 10 Report, Marine Litter*. Tillgänglig: <http://ec.europa.eu/environment/marine/pdf/9-Task-Group-10.pdf> [Hämtad 2017-05-15]

Jönsson, R. (2016) *Mikroplast i dagvatten och spillvatten. Avskiljning i dagvattendammar och anlagda våtmarker*. Uppsala universitet. Institutionen för geovetenskaper/Civilingenjörsprogrammet i miljö- och vattenteknik (Examensarbete 2016:030).

Lassen, C., Foss Hansen, S., Magnusson, K., Norén, F., Bloch Hartmann, N. I., Gissel Nielsen, T. & Brinch, A. (2015) *Microplastics - Occurrence, effects and sources of releases to the environment in Denmark*. The Danish Environmental Protection Agency. ISBN: 978-87-93352-80-3.

Magnusson, K. (2014). *Mikroskräp i avloppsvatten från tre norska avloppsreningsverk*. IVL Svenska Miljöinstitutet. C 71. Tillgänglig: <http://www.ivl.se/download/18.343dc99d14e8bb0f58b771e/1445517851411/C71.pdf> [Hämtad 2017-07-13]

Magnusson, K., Eliasson, K., Fråne, A., Haikonen, K., Hultén, J., Olshammar, M., Stadmark, J. & Voisin, A. (2016) *Swedish sources and pathways for microplastics to the marine environment*. IVL Swedish Environmental Research Institute. C 183. Tillgänglig: <https://www.naturvardsverket.se/upload/miljoarbete-i-samhallet/miljoarbete-i->

sverige/regeringsuppdrag/2016/mikroplast/swedish-sources-and-pathways-for-microplastics-to-marine%20environment-ivl-c183.pdf [Hämtad 2017-05-15]

Magnusson, K. & Norén, F. (2011). Mikroskopiskt skräp i havet – metodutveckling för miljöövervakning. Tillgänglig: <http://www.n-research.se/pdf/Magnusson%20och%20Nor%C3%A9n%202011%20Rapport%20om%20mikroskr%C3%A4p%20i%20Svenska%20vatten.pdf> [Hämtad 2017-07-31]

Magnusson, K. & Wahlberg, C. (2014). *Mikroskopiska skräppartiklar i vatten från avloppsreningsverk*. IVL Svenska Miljöinstitutet. B 2208. Tillgänglig: <http://www.ivl.se/download/18.343dc99d14e8bb0f58b76bb/1445517721650/B2208.pdf> [Hämtad 2017-05-22]

Marine & Environmental Research Institute (u. å) Guide to Microplastic Identification. Tillgänglig: http://stjohns.ifas.ufl.edu/sea/documents/MERI_Guide%20to%20Microplastic%20Identification.pdf [Hämtad 2017-06-07]

Naturvårdsverket (2017). *Mikroplaster – Redovisning av regeringsuppdrag om källor till mikroplaster och förslag på åtgärder för minskade utsläpp i Sverige*. Naturvårdsverket. Rapport 6772. Tillgänglig: <https://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer6400/978-91-620-6772-4.pdf?pid=20662> [Hämtad 2017-07-10]

Svenskt Vatten (2016). *Avloppsfakta*. Tillgänglig: <http://www.svenskvatten.se/fakta-om-vatten/avloppsfakta/> [Hämtad 2017-07-13]

Persson, J., Fridell, K., Gustavsson, E-L. & Englund, J-E. (2014) *Att räkna på vatten – en formelsamling för landskapsingenjörer*. Sveriges lantbruksuniversitet. Rapport 2014:17. Tillgänglig: https://pub.epsilon.slu.se/11781/11/persson_j_etal_150203.pdf [Hämtad 2017-08-04]

PlasticsEurope (2013). *Plastics – the Facts 2013. An analysis of European latest plastics production, demand and waste data*. PlasticsEurope. Tillgänglig: <http://www.plasticseurope.org/Document/plastics---the-facts-2013.aspx> [Hämtad 2017-07-10]

PlasticsEurope (2016). *Plastics – the Facts 2016. An analysis of European latest plastics production, demand and waste data*. PlasticsEurope. Tillgänglig: <http://www.plasticseurope.org/Document/plastics---the-facts-2016-15787.aspx?Page=DOCUMENT&FolID=2> [Hämtad 2017-07-10]

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), pp. 838, DOI: 10.1126/science.1094559.

Uppsala Vatten (2010). *Kungsängsverket – Uppsala Vatten*. Tillgänglig: http://www.uppsalavatten.se/Global/Uppsala_vatten/Dokument/Trycksaker/kungsangverket_avloppsreningsverk.pdf [Hämtad 2017-05-22]

Uppsala Kommun (2014). *Dagvattenprogram för Uppsala Kommun. Antaget av kommunfullmäktige 27 januari 2014*. Uppsala Vatten & Uppsala Kommun. Tillgänglig: http://carbons.org/uploads/tx_carbonndata/dagvattenprogram.pdf [Hämtad 2017-05-22]

Uppsala Vatten (2016). *Miljörapport 2016, Kungsängsverket*.

Uppsala Vatten (2015). *Miljörapport 2015, Kungsängsverket*. Tillgänglig:
http://www.uppsalavatten.se/Global/Uppsala_vatten/Dokument/Milj%C3%B6rapporter/2015/Miljorapport_Kungsangverket_2015.pdf [Hämtad 2017-05-22]

Van Cauwenberghe, L. & Janssen, C. R. (2014). *Microplastics in bivalves cultured for human consumption*. *Environmental Pollution*, (193), pp. 65-70, DOI: 10.1016/j.envpol.2014.06.010.

6.2 Muntliga referenser

Cato, E. (2017) Processingenjör, Uppsala Vatten. *Frågor om innehåll av Inkommande AB och C*. [E-post] (18 augusti 2017).

Khalili, M. (2017) Miljöcontroller, Uppsala Vatten. *Frågor om reningsprocessen i Kungsängsverket*. [Personlig kontakt] (25 augusti 2017).

7 Bilaga A

Koncentrationer av mikroplast och icke-syntetiska fibrer för alla prover.

Tabell A1. Koncentrationen av mikroplast och icke-syntetiska fibrer i varje prov som togs i Kungsängsverket. D IN 1:1-1:3 och D UT 1:1-1:3 avser provtagningsdatum 11/7-17 och D1-3 UT avser 30/6-17. IN=inlopp, UT=utlopp, Medel=Medelvärde, STDAV=Standardavvikelse

Provpunkt	Prov	Partiklar [m ⁻³]	Fibrer [m ⁻³]	∑ Mikroplast [m ⁻³]	∑ Icke-syntetiska fibrer [m ⁻³]
Inkommande C	IN 1:1	138888,9	27777,8	166666,7	166666,7
	IN 1:2	111111,1	277777,8	388888,9	1027777,8
	IN 1:3	111111,1	277777,8	388888,9	1333333,3
	Medel	120370,4	194444,4	314814,8	1342592,6
	STDAV	16037,5	144337,6	128300,1	319545,1
Inkommande AB	IN 2:1	3571,4	14285,7	17857,1	217857,1
	IN 2:2	7407,4	59259,3	66666,7	92592,6
	IN 2:3	10344,8	62069,0	72413,8	234482,8
	Medel	7107,9	45204,6	52312,5	181644,2
	STDAV	3396,6	26813,4	29977,3	77567,6
Utgående	A UT 1	12,5	1,7	14,2	3,3
	A UT 2	17,1	0,0	17,1	0,0
	A UT 3	13,0	0,0	13,0	0,0
	Medel	14,2	0,6	14,8	1,1
	STDAV	2,5	1,0	2,1	1,9

Tabell A2. Koncentrationen av mikroplast och icke-syntetiska fibrer i varje prov som togs i Kungsängsdammen. D IN 1:1-1:3 och D UT 1:1-1:3 avser provtagningsdatum 11/7-17 och D1-3 UT avser 30/6-17. IN=inlopp, UT=utlopp, Medel=Medelvärde, STDAV=Standardavvikelse

Provpunkt	Prov	Partiklar [m ⁻³]	Fibrer [m ⁻³]	∑ Mikroplast [m ⁻³]	∑ Icke-syntetiska fibrer [m ⁻³]
Inlopp	D IN 1:1	0,0	6,0	6,0	0,0
	D IN 1:2	2,0	0,0	2,0	8,0
	D IN 1:3	2,0	4,0	6,0	2,0
	Medel	1,3	3,3	4,7	3,3
	STDAV	1,2	3,1	2,3	4,2
Utlopp	D UT 1:1	0,0	0,0	0,0	5,0
	D UT 1:1	0,0	1,0	1,0	1,0
	D UT 1:1	0,0	1,0	1,0	2,0
	Medel	0,0	0,7	0,7	2,7
	STDAV	0,0	0,6	0,6	2,1
Utlopp	D1 UT	0,0	0,0	0,0	2,0
	D2 UT	2,0	0,0	2,0	0,0
	D3 UT	0,0	0,0	0,0	1,0
	Medel	0,7	0,0	0,7	1,0
	STDAV	1,2	0,0	1,2	1,0