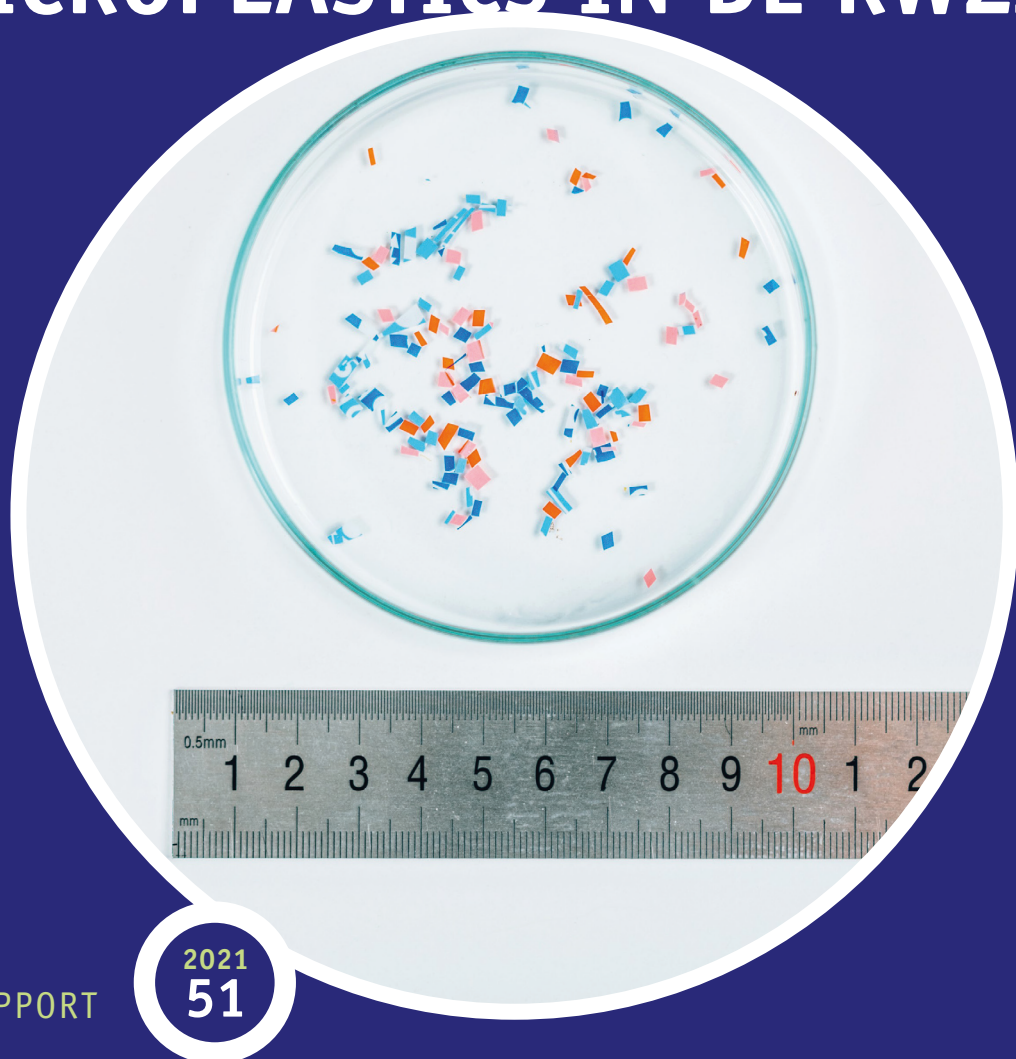


VERKENNING VAN VERWIJDERINGSROUTES MICROPLASTICS IN DE RWZI



RAPPORT

2021

51

VERKENNING VAN VERWIJDERINGSROUTES MICROPLASTICS IN DE RWZI

RAPPORT

2021

51

ISBN 978.90.5773.965.1



COLOFON

UITGAVE Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer
Postbus 2180
3800 CD Amersfoort

AUTEURS Jessie-Lynn van Egmond (TU Delft)
Judith Brummelkamp (TU Delft)
Merle de Kreuk (TU Delft)

BEGELEIDINGSCOMMISSIE

Irene van der Stap (Hoogheemraadschap van Rijnland, momenteel werkzaam bij Rijkswaterstaat)
Marga Dijk (Hoogheemraadschap van Rijnland)
Bert Bellert (Rijkswaterstaat)
Maaike McIntyre (Waternet, momenteel werkzaam bij RHDHV)
Hans van Fulpen (Waternet)
Meinard Eekhof (Waterschap Vechtstromen)
Doy Schellekens (Waterschap de Dommel, momenteel werkzaam bij Xylem Water Solutions)
Peter van Horne (Waterschap de Dommel)
Cora Uijterlinde (STOWA)

UITVOERING Heather Leslie (VU-IVM)
Erwin Roex (Deltares)
Dick Vethaak (Deltares)
Arjen Markus (Deltares)
Merle de Kreuk (TU Delft)
Glenn Spiessens (VU-IVM)
Quinn Groenewoud (VU-IVM)
Martin van Velzen (VU-IVM)
Chara Sifaki (TU Delft)
Pim Doodkorte (TU Delft)

FOTO OMSLAG iStock
DRUK Kruyt Grafisch Adviesbureau bv
STOWA STOWA 2021-51
ISBN 978.90.5773.965.1

Copyright Teksten en figuren uit dit rapport mogen alleen worden overgenomen met bronvermelding.
Disclaimer Deze uitgave is met de grootst mogelijke zorg samengesteld. Niettemin aanvaarden de auteurs en de uitgever geen enkele aansprakelijkheid voor mogelijke onjuistheden of eventuele gevolgen door toepassing van de inhoud van dit rapport.

TEN GELEIDE

RWZI'S VERWIJDEREN 76-99% VAN DE MICROPLASTICS. BETERE ANALYSETECHNIEKEN ZIJN NODIG

In dit onderzoek zijn de verwijderingsroutes van microplastics in de RWZI in beeld gebracht. Met name de bezinkstappen in de RWZI dragen in grote mate bij aan de verwijdering van microplastics. Een nageschakeld zandfilter heeft nauwelijks tot geen effect. Om een beter beeld te krijgen van de route van rioolwater naar het milieu, moeten eerst de analysetechnieken gestandaardiseerd en verbeterd worden.

Rioolwater bevat microplastics afkomstig van onder andere kledingvezels, bandenslijpsel, en schuur- en scrubmiddelen in verzorgingsproducten. De RWZI speelt een belangrijke rol in het verwijderen van deze microplastics, zodat ze niet in het oppervlaktewater terecht komen. De centrale vraag in dit onderzoek is : hoe en hoeveel worden microplastics in de RWZI verwijderd en kan dit verbeterd worden door toepassing van een nageschakeld zandfilter? Om deze vraag te beantwoorden is een uitgebreide literatuurstudie en zijn twee meetcampagnes op de RWZI's Leiden-Noord en Soerendonk uitgevoerd.

De resultaten van het wereldwijde literatuuronderzoek zijn lastig te vergelijken, mede door het gebrek aan een eenduidig meetprotocol. Pas wanneer de analyse technieken verbeterd en geüniformeerd zijn, kan meer inzicht verkregen worden in de exacte mechanismen en verbetering van microplasticsverwijdering.

In dit onderzoek zijn monsters genomen op verschillende plaatsen in de zuivering. De slibmonsters gaven geen eenduidige resultaten en er kon er geen sluitende massabalans gemaakt worden. Wel kan geconcludeerd worden dat het merendeel van de microplastics verwijderd wordt in de voor-bezinking. Een groot deel van de overige microplastics werd ingevangen in het actief slib. Vanuit de meetcampagnes en literatuur blijkt dat het totale verwijderingsrendement in de RWZI 76%-99% is. De twee meetcampagnes en literatuuronderzoek lieten geen relevante extra verwijdering van microplastics zien door de nageschakelde zandfiltratie.

Afbraak van microplastics is naar verwachting minimaal. Doordat in Nederland het slib verbrand wordt, worden de microplastics uit het milieu verwijderd. Wanneer in het kader van de circulaire economie zuiveringslib als bron voor grondstoffen wordt gebruikt, is de aanbeveling om aandacht te besteden aan het voorkomen van microplastics in deze grondstoffen.

Tot slot kan geconcludeerd worden dat in Nederland slechts 1,2% van het afvalwater ongezuiverd wordt geloosd; 0,7% door overstorten of foute aansluitingen in gescheiden rioolstelsels en 0,4% via behandeling in IBA's . Dit betekent dat in Nederland het grootste deel van de microplastics verwijderd wordt in de RWZI. Echter, dit is in de wereld een bijzondere situatie. Elders in de wereld wordt minder rioolwater gezuiverd. De bronaanpak, de inzet op het voorkómen van microplastics in producten ligt dan ook voor de hand. Meer in het algemeen, wat er immers niet in komt, hoeven waterschappen er ook niet uit te halen.

Joost Buntsma
Directeur STOWA

SAMENVATTING

De negatieve impact van microplastics (MPs) op mens en milieu staat de laatste jaren vol in de aandacht. Rioolwater bevat veel van deze MPs, afkomstig van bijvoorbeeld kledingvezels, bandenslijpsel, of schuur- en scrubmiddelen. De RWZI speelt een belangrijke rol in het verwijderen van deze MPs, zodat ze niet op het oppervlaktewater terecht komen. De centrale vraag in dit onderzoek is dan ook: hoe en hoeveel worden MPs in de RWZI verwijderd en kan dit verbeterd worden door toepassing van een nageschakeld zandfilter?

Om deze vraag te beantwoorden is een uitgebreide literatuurstudie en twee meetcampagnes, op RWZI Leiden-noord en RWZI Soerendonk.

SAMENVATTING LITERATUURONDERZOEK

Microplastics zijn plastic deeltjes kleiner dan 5 mm; de deeltjes zijn divers in vorm en samenstelling en bevatten vaak additieven zoals weekmakers en brandvertragers. MP's worden op basis van hun oorsprong in grofweg twee groepen onderverdeeld: (1) primair en (2) secundair. Primaire MP's worden bewust geproduceerd voor toepassing in een product terwijl Secundaire MP's afkomstig zijn van grotere stukken plastic, zoals flessen of plastic tasjes, die afbreken tot steeds kleinere plastic deeltjes.

MP's kunnen zeer schadelijke gevolgen hebben wanneer ze in het milieu terechtkomen. Ze kunnen een drager zijn voor verspreiding van pathogenen, maar kunnen ook ontstekingsreacties veroorzaken bij inname. Blootstelling aan de chemische stoffen uit MP's kunnen het metabolisme van bacteriën en cellen beïnvloeden en imuuncellen kunnen afsterven als ze MP's hebben aangevallen in het lichaam.

In de keten van het produceren van MP's door menselijk gebruik van plastics in kleding, scrubs, verf, etc. naar het oppervlaktewater, fungeert de RWZI als een belangrijke schakel. Uit literatuuronderzoek blijkt dat RWZI's zonder nabehandeling een verwijderingsrendement van 86-99,8% hadden, terwijl RWZI's met effluent nabehandeling rendementen van meer dan 97% hadden. Na de voorbezinktank is al grofweg 50%-98% van de MPs verwijderd, met name vezels worden goed afgevangen in het primair slib. Het actief slib houdt het merendeel van de overige MPs tegen: door invanging in de actiefslibvlokken is na de nabezinktank nog maar 0,2-14% van de influent microplastics in het effluent aanwezig. Of flocculantendosering bijdraagt aan de verwijdering door een verbeterde slibvlok MP interactie is niet bekend. Wel is een langere contacttijd (slibverblijftijd) bevorderlijk voor de verwijdering van MPs, omdat ze dan overgroeid raken met en biofilm wat bezinking en invanging bevordert.

Microplastics zijn lastig te analyseren en er is geen overkoepelende standaard of internationaal meetprotocol voor MPs. Daarom is het lastig om internationale onderzoeken en gepubliceerde resultaten met elkaar te vergelijken.

De voorbehandeling van de monsters is belangrijk: in de voorbehandelingsstap worden de organische en anorganische stoffen zo goed mogelijk gescheiden van de MP's. Deze stap is belangrijk voor de monsters uit de RWZI, omdat beide gehalten hoog zijn. Als de MP's bedekt zijn met neerslagen, vetten of biofilms, zal de visuele detectie van de MP's belemmerd worden. Andersom, wanneer er veel andere deeltjes in het monster aanwezig zijn, kan juist een overschatting van het aantal deeltjes plaatsvinden door foutieve identificatie. Een voorbeeld hiervan is zijde, wat in een microscopisch beeld erg op een plastic vezel lijkt. Voorbehandeling gebeurt middels een dichtheidsscheiding om het plastic van de anorga-

nische fractie te scheiden en een oxidatiestap om de organische stof te oxideren. Hoe vuiler de monsters, hoe intensiever deze stappen: slibmonsters en influentmonsters hebben een intensievere voorbehandeling nodig dan de effluent monsters en vertonen daarom ook vaak grotere standaarddeviaties.

De meest gebruikte analyse methode is Fourier Transformatie Infrarood Spectrometrie (FTIR); Er wordt bij deze methode voornamelijk naar de grootte en vorm van de deeltjes gekeken, terwijl de spectroscopie informatie geeft over het type polymeer. Andere meettechnieken zijn Raman microspectroscopie en de destructieve methodes GC/MS TED-GC/MS en LC/MS. De niet-destructieve meetmethodes geven informatie over vorm en grootte van deeltjes, maar zijn zeer arbeidsintensief en detecteren niet de kleinste deeltjes. De destructieve methoden bepalen polymeertype en massa of concentratie van de MP's en zijn zeer geschikt om ook de kleinere MPs te bepalen.

MEETCAMPAGNES

Dit onderzoek is opgedeeld in twee meetcampagnes, die zijn uitgevoerd in de RWZI's van Leiden-Noord en Soerendonk:

1. De eerste meetcampagne is uitgevoerd op één meetlocatie, de RWZI van Leiden-Noord, met het doel om een massabalans op te stellen over de zuivering en het verloop van MP's binnen de RWZI bepalen, inclusief zandfilter en slibontwatering.
2. Op basis van de resultaten van meetcampagne 1, is meetcampagne 2 ontworpen. De tweede meetcampagne is uitgevoerd op twee meetlocaties: de RWZI's van Leiden-Noord en Soerendonk. Het doel was hier om te bepalen wat het effect van een zandfilter is op de verwijdering van MP deeltjes en of er een verschil te vinden is tussen een continu en discontinu zandfilter.

Monstername en analyses

Alle monsters zijn in triplo genomen. Gedurende drie dagen voorafgaand aan een bemonsteringssessie vond er géén tot een verwaarloosbare hoeveelheid regenval in het brongebied van de rwzi plaats, om DWA (droog weer afvoer) te verzekeren en een eventueel verdunnings-effect te voorkomen. Afvalwater werd bemonsterd m.b.v. een glazen maatbeker (1 liter) of RVS-emmer (15 liter) aan een telescoopstok en bewaard in glazen flessen (Schott Duran; 0,250 – 1 liter). Hierna werden de monsters bij 4 °C in het donker opgeslagen, totdat deze werden geanalyseerd. Tijdens monstername werd katoenen kleding gedragen. De atmosferische depositie werd bepaald door een ondiepe bak gevuld met water, gedurende de monstername dag, te plaatsen naast de nabezinktank.

Van elk monster werd ongeveer 100 gram afgewogen en kwantitatief overgebracht in een glazen filtersysteem, geadapteerd van een VU methode (Leslie e.a. 2017). Monsters zijn gefiltreerd over een 2,7 µm glasvezel filter (Whatmann GF/D; 25 mm in doorsnede). Na filtratie is het residu meteen behandeld met H₂O₂ (30%) en Milli-Q om organisch materiaal af te breken en de verdere analyse te verbeteren. Per serie monsters zijn minimaal twee blanco's genomen (een vóór en een na de analyses). De filters werden separaat bewaard in geprepareerde glazen Petrischaaltjes en direct na filtratie onder de microscoop met bovenverlichting onderzocht bij vergroting 40 tot 100x. Na drogen (gem. een dag) werden m.b.v. een turfschema alle mogelijke microplastic deeltjes genoteerd per morfologie en kleur. Plastic type werd geconfirmeerd met een dagelijks gekalibreerde *attenuated total reflection-Fourier transform infrared* spectroscopie instrument (ATR-FTIR) van Bruker, voor elke morfologie, kleur en visueel uiterlijk. Meestal is dit mogelijk wanneer de deeltjes ongeveer groter (en dikker) dan >10 µm zijn. Maar vanaf ongeveer 40 µm is een beter spectrum te verkrijgen. De gevonden concentraties zijn gecorrigeerd voor de langetermijnblanco. Daarnaast zijn enkele statistische ongepaard, dubbelzijdige t-tests uitgevoerd om de significantie tussen de data series monsters te bepalen.

Resultaten

Het MP verwijderingsrendement is berekend door de hoeveelheid MP's (n/kg) in het monster te delen door de gemeten influent waarde van de RWZI en te vermenigvuldigen met 100%. De getallen van het influent na roostergoedverwijdering in meetcampagne 1 (gemiddeld 112 deeltjes/l) zijn zeer laag, vergeleken met literatuur (500-10.000 deeltjes/l, zie 5.3), en zeker vergeleken met meetcampagne 2 (177.000-190.000 deeltjes/l). Deze verschillen kunnen veroorzaakt worden door de filtratie stap, de ondergrens van de bepaalde microplastics en het zogenaamde 'analisten effect'. Dit geeft weer aan waarom een gestandaardiseerd meetprotocol zeer belangrijk is.

Wanneer het gemiddelde van de influent metingen uit meetcampagne 1 genomen wordt, was het verwijderingsrendement (slechts) 76% over de gehele RWZI, inclusief zandfiltratie. Echter, in een continu zandfilter kan breuk van de plastics opgetreden zijn, waardoor meer deeltjes worden geteld in het effluent van het zandfilter dan in het influent van het zandfilter, terwijl de absolute hoeveelheid plastic niet toe is genomen. De verhoging van de verhouding deeltjes kleiner dan 300 μm en groter dan 300 μm bevestigde deze hypothese. Wanneer het verwijderingsrendement wordt gerelateerd aan het aantal deeltjes in het effluent van de nabezinktank, is een MP verwijdering van 92% gemeten op de RWZI Leiden-Noord.

De metingen in de sliblijn waren te onnauwkeurig om een sluitende massabalans te kunnen maken over de RWZI. Wel is duidelijk geworden dat het verwijderingsrendement vooral in de voorbezinktank hoog was: in de afloop voorbezinktank was nog maar 6% van de influent concentratie MPs over.

Vezels werden vanwege hun vorm het makkelijkst afgevangen in het primair slib, wat één van de voornaamste redenen is dat het aantal MP's in de primaire behandelstap aanzienlijk afneemt. In het actief slib wordt 3 maal de influent concentratie na roostergoed verwijdering gemeten, wat veroorzaakt wordt door accumulatie van het plastic in de slibvlokken. Ook het rejectiewater, dat teruggevoerd wordt naar de actief slib tank (AT) bevatte hoge MP concentraties, die opnieuw weer met het actief slib worden verwijderd. Hetzelfde geldt voor het terugspoelwater van het zandfilter dat teruggevoerd wordt naar de AT. Het effluent van de nabezinktanks bevatte uiteindelijk net iets meer MP's dan het effluent van de voorbezinktanks, maar dit kan ook komen door breuk van de plastics tijdens zuivering, het moment van monsternamen van de steekmonsters of de meeton nauwkeurigheid van de MP analyse.

Tijdens de eerste meetcampagne is tevens aandacht besteed aan de atmosferische depositie: er werd een depositie van gemiddeld 7 tot 20 deeltjes/m²/uur gevonden, wat vergelijkbaar is met literatuurwaarden uit stedelijk gebied. De atmosferische depositie bestond voornamelijk uit vezels. De extra MP belasting op de nabezinktanks door deze depositie was verwaarloosbaar, maar de depositie kan wel een substantiële bijdrage leveren aan de totale microplastics die teruggevonden worden in het oppervlakte water. Zeker wanneer ze terecht komen op verhard oppervlak en na een droge periode via het regenwater direct of indirect (overstorten of gescheiden rioolstelsels) afspoelen naar het oppervlaktewater. Deze vergelijking is in dit onderzoek niet gemaakt; er zijn dan meerdere, en nauwkeurigere bepalingen van de atmosferische depositie nodig.

Tijdens de tweede meetcampagne is ingezoomd op 2 zandfilters, te weten het continu zandfilter op RWZI Leiden-Noord en het statisch zandfilter op RWZI Soerendonk. De effluent concentraties na zandfiltratie waren in deze meetcampagne respectievelijk iets lager en statistisch niet significant verschillend in het effluent van het zandfilter. Op beide meetcam-

pagnes waren de MP concentraties in de afloop nabezinktank al laag en werd een overall verwijderingsrendement van meer dan 99% gemeten. Er zaten geen duidelijke verschillen tussen de effluent concentraties op de verschillende momenten van de dag (ochtend, middag en avond steekmonsters).

Conclusies

Zelfs met de relatief lage plastic concentratie in het effluent, is de lozing van aantallen microplastics door RWZI's nog behoorlijk door de grote hoeveelheid afvalwater die dagelijks behandeld wordt in Nederland. Maatregelen om de effluent concentraties te verminderen zijn duur (membraantechnologie) of nog niet voorhanden: een eenvoudige barrière voor MP's zoals een zandfilter is niet voldoende gebleken om de MP concentraties substantieel te verminderen. Het merendeel van de verwijdering vindt plaats in de bezinktanks, en de hoogste MP concentraties in de waterfase werden gevonden in de retourwaterstromen. Het lijkt voor de hand liggend om de verwijdering met het primair en spuislib te verbeteren en eventueel te kijken naar maatregelen in de retourwaterstromen. Het effect daarvan zou nader onderzocht kunnen worden.

De MP's worden niet omgezet door hun lage afbreekbaarheid, maar verwijderd met de slibfractie. Daarom is het belangrijk dat in de verwerking van slib, of bij de terugwinning van grondstoffen uit slib, goed gekeken wordt waar de MP's terecht komen. Slibverbranding is voor de totale verwijdering van MP's uit het milieu een goede oplossing, maar draagt weer minder bij aan de circulaire economie.

Om het lot van de MP's in de slibfractie nader te kunnen onderzoeken, zal eerst een veel beter meetprotocol ontwikkeld moeten worden. Zeker om ook de kleinste MP deeltjes te kunnen traceren. Pas bij een nauwkeurigere en preciezere meting kan dit onderzoek naar tevredenheid voortgezet worden. TED-GC-MS lijkt een goed alternatief te zijn voor analyse van MPs met een in hoge(re) organische fractie.

In Nederland wordt 98,8% van het rioolwater centraal gezuiverd, 0,1% decentraal en komt ongeveer 0,2% van het water ongezuiverd in het milieu terecht. Via foutieve aansluitingen en overstort met het hemelwater uit gemengde rioolstelsels komt ook nog ongeveer 0,9% van het rioolwater op het oppervlaktewater terecht. Overstort lozing is op dat moment verdund water, dus zal weinig MPs uit het huishouden bevatten, maar wel weer meer straatvuil dat ook veel MPs bevat, zoals bandenslijpsel. Dit betekent dat zelfs bij de hoge zuiveringsgraad in Nederland, maatregelen op afspoelwater en overstorten een vergelijkbaar effect zullen sorteren in de vector van MPs naar het oppervlaktewater dan maatregelen op de zuivering.

Bovenstaande laat enerzijds zien dat de RWZI een belangrijk doorgeefluik voor MP's naar het oppervlakte water is in Nederland, maar het laat anderzijds ook zien dat de ongezuiverde lozingen een vergelijkbare diffuse bron vormen. Daarom is het essentieel is om ook naar andere aspecten te kijken om MP-emissie terug te dringen, zoals het verlagen van de influent concentratie door preventie van MP lozing en bronmaatregelen.

DE STOWA IN HET KORT

STOWA is het kenniscentrum van de regionale waterbeheerders (veelal de waterschappen) in Nederland. STOWA ontwikkelt, vergaart, verspreidt en implementeert toegepaste kennis die de waterbeheerders nodig hebben om de opgaven waar zij in hun werk voor staan, goed uit te voeren. Deze kennis kan liggen op toegepast technisch, natuurwetenschappelijk, bestuurlijk-juridisch of sociaalwetenschappelijk gebied.

STOWA werkt in hoge mate vraaggestuurd. We inventariseren nauwgezet welke kennisvragen waterschappen hebben en zetten die vragen uit bij de juiste kennisleveranciers. Het initiatief daarvoor ligt veelal bij de kennisvragende waterbeheerders, maar soms ook bij kennisinstellingen en het bedrijfsleven. Dit tweerichtingsverkeer stimuleert vernieuwing en innovatie.

Vraaggestuurd werken betekent ook dat we zelf voortdurend op zoek zijn naar de 'kennisvragen van morgen' – de vragen die we graag op de agenda zetten nog voordat iemand ze gesteld heeft – om optimaal voorbereid te zijn op de toekomst.

STOWA ontzorgt de waterbeheerders. Wij nemen de aanbesteding en begeleiding van de gezamenlijke kennisprojecten op ons. Wij zorgen ervoor dat waterbeheerders verbonden blijven met deze projecten en er ook 'eigenaar' van zijn. Dit om te waarborgen dat de juiste kennisvragen worden beantwoord. De projecten worden begeleid door commissies waar regionale waterbeheerders zelf deel van uitmaken. De grote onderzoekslijnen worden per werkveld uitgezet en verantwoord door speciale programmacommissies. Ook hierin hebben de regionale waterbeheerders zitting.

STOWA verbindt niet alleen kennisvragers en kennisleveranciers, maar ook de regionale waterbeheerders onderling. Door de samenwerking van de waterbeheerders binnen STOWA zijn zij samen verantwoordelijk voor de programmering, zetten zij gezamenlijk de koers uit, worden meerdere waterschappen bij één en het zelfde onderzoek betrokken en komen de resultaten sneller ten goede aan alle waterschappen.

De grondbeginselen van STOWA zijn verwoord in onze missie:

Het samen met regionale waterbeheerders definiëren van hun kennisbehoeften op het gebied van het waterbeheer en het voor én met deze beheerders (laten) ontwikkelen, bijeenbrengen, beschikbaar maken, delen, verankeren en implementeren van de benodigde kennis.

VERKENNING VAN VERWIJDERINGSROUTES MICROPLASTICS IN DE RWZI

INHOUD

	TEN GELEIDE	
	SAMENVATTING	
	DE STOWA IN HET KORT	
1	INLEIDING	1
1.1	Microplastic emissie en de rol van de Nederlandse RWZI (aanleiding)	1
1.2	Wat is een microplastic?	4
1.3	Wat zijn de belangrijkste bronnen van microplastics?	4
1.3.1	Primaire MP's	4
1.3.2	Secundaire MP's	4
1.3.3	Wereldwijde plasticproductie	5
1.4	Welke initiatieven rondom voorkomen van microplastic zijn er?	6
1.4.1	Microbeads Beat the Microbead	6
1.4.2	Primair oceanisch plastic The Ocean Cleanup	7
1.4.3	Vezels Textielactie van EU	7
1.5	Wat zijn de gevaren van microplastics?	8
1.5.1	Dier	8
1.5.2	Mens	8
1.6	Aanleiding en onderzoeksvragen	9
1.7	Leeswijzer	10
2	ROUTE VAN MICROPLASTICS: NAAR EN DOOR DE RWZI	11
2.1	Microplastics in huishoudelijk afval- en oppervlaktewater	11
2.2	Microplastics binnen de RWZI	13
2.2.1	Influent en effluent	13
2.2.2	Microplasticsconcentraties in verschillende rioolssystemen	14
2.2.3	MP Verwijderingsrendement van een RWZI	15
3	HUIDIGE STAND DER MEETTECHNIEKEN	22
3.1	Het analyseren van MP's: universele uitdagingen	22
3.2	Procedure voor het analyseren van MP's binnen de RWZI	24
3.2.1	Stap 1. Monsternamen	25
3.2.2	Stap 2. Voorbehandeling	26
3.2.3	Stap 3. Identificatie en kwantificatie	27
3.2.4	Een vergelijkingsstudie	30
3.3	Kwaliteitscontrole	32
3.4	Een internationaal meetprotocol	34

4	AANPAK / METHODOLOGIE	36
4.1	Inleiding	36
4.2	Meetlocaties: RWZI van Leiden-Noord en Soerendonk	36
4.3	Meetcampagne 1	38
4.3.1	Zuiveringsproces	38
4.3.2	Bemonsteringslocaties	38
4.3.3	Wat is er gedaan tegen contaminatie?	39
4.3.4	Monstername en analyse van de waterlijn	40
4.3.5	Methodologie / procedure sliblijn	42
4.3.6	Methodologie / procedure atmosferische depositie	42
4.4	Meetcampagne 2	43
4.4.1	Bemonsteringslocaties en -tijden	43
4.4.2	Methodologie monstername meetcampagne 2 (waterlijn)	43
5	RESULTATEN EN DISCUSSIE	44
5.1	Meetcampagne 1	44
5.1.1	Massabalans	44
5.1.2	Totaal MP verwijderingsrendement RWZI op basis van meetcampagne 1	46
5.1.3	Hoeveelheid MP's en verwijdering per zuiveringsstap	46
5.1.4	Grootte en vorm MP's per behandelstap op basis van meetcampagne 1	47
5.1.5	Sliblijn	48
5.1.6	Controlemonsters, achtergrondruis en atmosferische depositie meetcampagne 1	48
5.2	Meetcampagne 2	49
5.2.1	Discontinu, continu zandfilter en verschillende tijden op de dag	49
5.2.2	Blanco's en achtergrondruis	51
5.3	Vergelijking van resultaten meetcampagnes met literatuur	52
5.3.1	Influent, effluent en totaal MP verwijderingsrendement	52
5.3.2	Rioolstelsel en soort afvalwater	52
5.3.3	MP verwijderingsrendement per behandelstap in vergelijking met de literatuur	53
5.3.4	Sliblijn ten opzichte van literatuur	55
5.3.5	Blanco's, achtergrondruis en atmosferische depositie ten opzichte van de literatuur	56
5.4	Oorzaak verschillen in resultaten tussen onderzoeken	56
5.5	Rol van RWZI in de afvalwater cyclus	57
5.6	Algemene discussie	58
6	CONCLUSIE EN AANBEVELINGEN	62
7	LITERATUUR	64
APPENDIX 1	LITERATUUROVERZICHT	70
APPENDIX 2.1	BEMONSTERINGSLOCATIES LEIDEN-NOORD (1/4)	76
APPENDIX 2.2	BEMONSTERINGSLOCATIES LEIDEN-NOORD (2/4)	77
APPENDIX 2.3	BEMONSTERINGSLOCATIES LEIDEN-NOORD (3/4)	78
APPENDIX 2.4	BEMONSTERINGSLOCATIES LEIDEN-NOORD (4/4)	79
APPENDIX 3	BEMONSTERINGSPLAN LEIDEN-NOORD	80
APPENDIX 3.1	TOTALE VERDELING VUILWATERSTROMEN	81
APPENDIX 3.2	DIRECTE AFVALWATERSTROMEN OP HET MILIEU	82

1

INLEIDING

Terwijl je dit leest, ben je omgeven door microplastics (MPs). Ze bevinden zich in een glas kraan- of mineraalwater¹, kopje thee², het vrijdagmiddag biertje³, vis- en schaaldieren⁴, verpakt vlees⁵, verzorgingsproducten⁶ en je bestrooit er maaltijden mee in de vorm van tafelzout⁷.

Even een diepe zucht slaken om van de schrik te bekomen? Ook de lucht die we inademen bevat microplastics. Een groot aantal plastic vezels beweegt zich door onze huizen en kantoren, meeliftend op onze airconditioning en adem. Deze minuscule vezels komen onder meer van kunststoffen meubels en kleding, denk aan je favoriete fleece deken⁸ of polyester coltrui.

Dan maar op vakantie naar de Noordpool? Misschien toch maar niet. Zelfs de gebieden die door hun ligging en schoonheid als onaangetast worden ervaren, ontkomen niet aan deze minuscule vervuiler. Gletsjers, de Alpen⁹, Antarctica, de diepste dalen van de oceaan¹⁰ en de hoogste gebergtes¹¹; het microplastic deeltje (MP) is een hardnekkige wereldreiziger die via water- en luchtstromen geen continent onbezocht laat.

Deze mondiale verspreiding brengt veel vragen met zich mee. Zo ook voor de Nederlandse waterbeheerder, die naast een scala aan andere vervuilingen, nu met de MP geconfronteerd wordt. Om deze vragen te kunnen beantwoorden, zal er meer kennis over de verspreiding en eigenschappen van microplastics vergaard moeten worden. Er is namelijk veel onbekend over de MP zelf, de hoeveelheden en toxiciteit en over de rol die verschillende delen van de hydrologische cyclus, zoals een rioolwaterzuiveringsinstallatie (RWZI), spelen in de verwijdering of verspreiding van MP's.

1.1 MICROPLASTIC EMISSIE EN DE ROL VAN DE NEDERLANDSE RWZI (AANLEIDING)

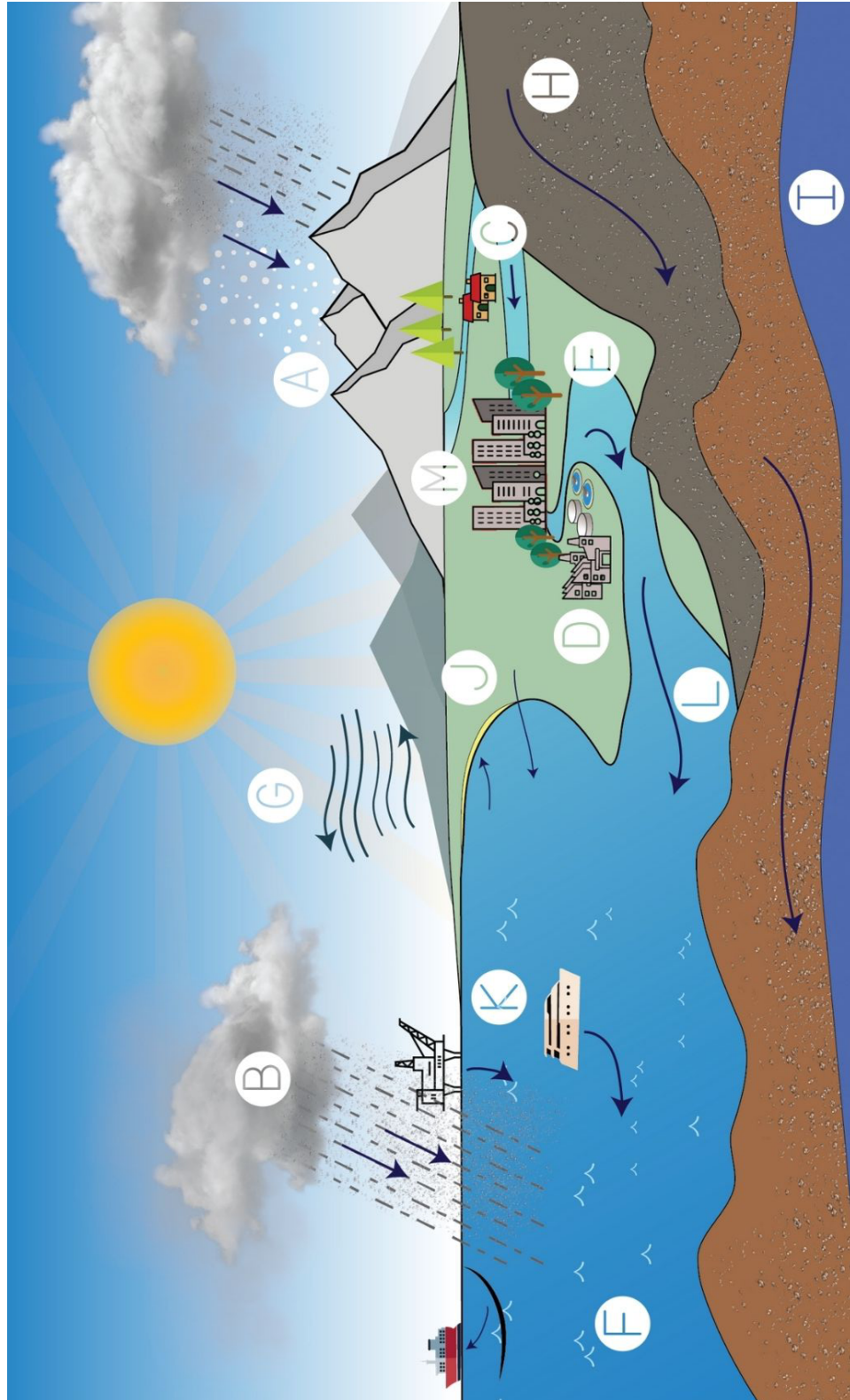
Binnen de verspreidingsroute van MP's (figuur 1; tabel 1), bevindt zich ook de Nederlandse rioolwaterzuiveringsinstallatie (RWZI). Meerdere studies hebben aangetoond dat het effluent van RWZI's microplastics bevatten en zo in het oppervlaktewater kunnen komen (Sun et al., 2019). Wat het aandeel is van de lozingen uit de RWZI's op de totale MP emissie, en of de RWZI

- 1 Microplastics in kraan- en mineraalwater: (Koelmans et al, 2019)
- 2 Plastic theezakjes zijn een bron van microplastic emissie: (Hernandez et al., 2019)
- 3 Microplastics in bier- en frisdrank: (Shruti et al., 2020)
- 4 Vis- en schaaldieren: "Er is een overweldigende hoeveelheid papers die microplastics in vissen en schaaldieren hebben aangetroffen" Voorbeeld van een review paper: (Mercogliano et al., 2020)
- 5 Verpakt vlees: (Kedzierski et al., 2020)
- 6 Verzorgingsproducten als tandpasta, vloeibare zeep en zonnebrand hebben veel media-aandacht gehad (Beat the Microbead), maar worden vooralsnog toegepast in sommige producten: (Plastic Soup Foundation, 2021)
- 7 Tafelzout: er wordt geschat dat er jaarlijks $0-7,3 \times 10^4$ deeltjes het menselijk lichaam betreden via tafelzout: (Zhang et al., 2020)
- 8 Microplastics & Health, Vrije Universiteit Amsterdam: (ZonMW, 2020)
- 9 Microplastics aangetroffen in de Alpen en in de Arctische regio: (Bergmann, 2019)
- 10 Diepste delen van de oceaan: in de Mariana trench zijn microplastics aangetroffen: (Zhang et al., 2019)
- 11 Hoogste gebergten; op 's werelds hoogste plateau (Tibetan plateau) zijn ook MP's gemeten: (Jiang et al., 2019)

nou juist verspreiding of verwijdering van MP's stimuleert, is echter nog onduidelijk. Duidelijk is wel dat de RWZI door zijn centrale locatie in het watersysteem een belangrijk doorgeefluik voor slecht verwijderbare vervuiling is. In dit onderzoek is de rol van de RWZI in de verspreiding van MP in Nederland onderzocht. Welke stappen gezet moeten worden om verspreiding via deze RWZI's te voorkomen, zal duidelijker worden als er meer inzicht is in het verwijderingsrendement van de RWZI (zie paragraaf 1.6: onderzoeksvragen en doelstellingen).

FIGUUR 1

DE VERSPREIDING CYCLUS VAN MP'S



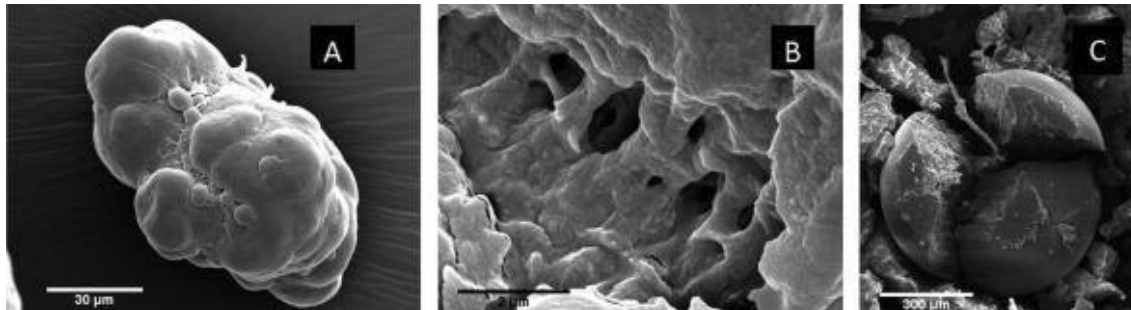
TABEL 1 DE WERELDWIJDE CYCLUS VAN EEN MICROPLASTIC

Gletsjers	MP's zijn zowel op Arctisch ijs als op Alpine gletsjers aangetroffen. In de Alpen gaat het om gemiddeld 74 microplastic deeltjes per kg droog sediment (Ambrosini et al., 2019; Bergmann, 2019).
Neerslag	Bij een Amerikaanse studie bevatte ongeveer 90 procent van de hemelwatermonsters uit het Denver-Boulder-gebied (Colorado) MP's. Onderzoekers weten alleen niet exact hoe het plastic in de neerslag terecht is gekomen (Bron, 2019). MP's zijn ook in sneeuw aangetroffen: in Europese sneeuw gaat het om $0,2 \times 10^3$ tot 154×10^3 deeltjes per liter. In Arctische sneeuw was de concentratie significant lager, maar nog steeds substantieel (Bergmann, 2019).
Rivieren	Het gros van de microplastics die in de oceaan voorkomen, is hier door de aanvoer van rivieren (Moore et al., 2008). In een studie van Wageningen University & Research zijn 26 verschillende soorten MP's in Nederlands rivierwater aangetroffen (Wageningen Nieuwsbericht, 2020). In een meetcampagne van Rijn- en Maaswater werden 1400-4900 MP deeltjes per kg d.s. terug gevonden in de zwevende stof uit de watermonsters. In dezelfde campagne werden in de grachten van Amsterdam 48-187 deeltjes per liter grachtenwater gemeten (Leslie et al., 2017)
RWZI	Studies hebben aangetoond dat afvalwater zuiveringsinstallaties een belangrijke rol spelen bij het doorgeven van MP's richting het milieu (Sun et al., 2019). Wanneer bij de zuivering van rioolwater MP's worden afgevangen, komen deze in het slib terecht. In Nederland wordt dat slib verbrand, maar in veel andere landen wordt het gebruikt als bodemverbeteraar in de landbouw. Door het slib over het land uit te rijden, komen de MP's overal terecht. Voor meer informatie over MP's in de RWZI, zie H3. Microplastics in de rioolwaterzuiveringsinstallatie.
Drink- en zoetwater	Koelmans et al hebben in 2019 een rapport over MP's in drinkwater gepubliceerd. In dit rapport wordt gesteld dat microplastics "alomtegenwoordig zijn in het milieu en dat deze zijn aangetroffen in zeewater, afvalwater, zoet water, voedsel, lucht en drinkwater, zowel in mineraal- als kraanwater". In een uitgebreid literatuuronderzoek wordt aangegeven dat het bij drinkwater om 1×10^{-5} tot 10^5 deeltjes per liter gaat. Hierbij moet wel genoemd worden dat maar vier van de vijftig studies die geanalyseerd waren voldeden aan de standaarden die door het onderzoek gesteld waren om als studie aan een betrouwbare methode te voldoen. In Zhang et al (2020) werd aangegeven dat er voor een mens $(0-4,7) \times 10^3$ deeltjes per jaar via het drinkwater het lichaam binnenkomen.
Oceaan en zee-ijs	Er wordt geschat dat er in 2010 4,8 tot 12,7 miljoen ton plastic afval in de oceaan terecht is gekomen en dat deze hoeveelheid met een ordegrootte omhoog zal gaan in 2025 (Pan et al., 2020). Het is echter lastig om de hoeveelheid MP's die aanwezig zijn in de oceaan te kwantificeren. Er zijn studies die aangeven dat de schattingen die tot nog toe empirisch zijn vastgesteld, verdriedubbeld kunnen worden, omdat grote "sinks" nog niet zijn meegenomen. Eén van deze sinks is bijvoorbeeld zee-ijs, waar ook microplastics zijn aangetroffen. Het gaat in zee-ijs om gemiddeld 105 á 106 deeltjes MP per m ³ ijs (Bergmann et al., 2016).
Atmosferisch transport	De MP reist niet alleen via waterwegen, maar ook via atmosferische stromingen. Deze blijken zelfs een grote invloed te hebben op wereldwijde verspreiding van MP's en worden in meerdere studies genoemd als mogelijke verklaring voor de wijze waarop MP's van stedelijke naar afgelegen gebieden reizen, zoals in het onderzoek van Bergmann (2019). Ook de mens wordt blootgesteld aan MP's in de lucht. Er wordt geschat dat het aantal MP's wat jaarlijks door een mens geïnhaald wordt rond de $(0-3) \times 10^7$ deeltjes ligt (Zhang et al., 2020), en daarmee een van de grootste innamebronnen is voor de mens.
Bodem en bodemvocht	Er zijn verschillende bronnen die de oorzaak van MP's in de bodem kunnen zijn, zoals depositie uit de lucht, bandenslijtstof of door bijvoorbeeld fragmenterend rondslingerend afval. Omdat wormen de MP's opeten en weer uitscheiden, verspreiden plastic deeltjes zich op deze wijze ook verder door de bodem. Zo gaan MP's van het grondoppervlak naar diepere bodemlagen met het risico op uitspoeling naar het grondwater. Waar de hoeveelheid microplastics in de oceanen is moeilijk vast te stellen is, zijn microplastics in de bodem makkelijker te meten (Huerta Lwanga et al., 2016). Stientje van Veldhoven (D66), staatssecretaris van Infrastructuur en Waterstaat, heeft per 1 januari 2019 de Regeling Bodemkwaliteit aangescherpt. Dit betekent dat er in principe geen bodemvreemd materiaal mag voorkomen in de bodem, inclusief plastics (Plastic Soup Foundation, 2018).
Grondwater	MP's zijn ook in grondwater aangetroffen, maar bevatten vermoedelijk lagere gehalten plastic deeltjes dan oppervlaktewater (Plastic soup foundation, 2019).
Zwerfafval	De oorsprong van zwerfafval is dikwijls niet te achterhalen. Een bekend beeld is afval dat via toeristen op het strand terecht komt, zoals party ballonnen, rietjes, voedselverpakkingen, doppen en plastic bekertjes. Van alle MP's die in de oceaan terecht komen, wordt geschat dat 50-80% vanuit landelijke bronnen komt. De oceanische bronnen (punt K) vormen grofweg 20%-50% van de oorzaak (Cole et al., 2011).
Olieplatforms, visserijen en plezier- en scheepvaart	De belangrijkste bronnen van zwerfvuil in zee zijn scheepvaart, visserij, strandrecreatie en de aanvoer via rivieren vanuit bronnen op het land. Een groot deel van het afval in de Noordzee komt van de scheepvaart en de visserij, netten en kluwen van visdraadjes. Het plastic komt door slijtage of verlies in zee terecht. (Rijksoverheid, z.d.).
Run-off water en landbouw	Wanneer MP's op het land terecht komen, zullen ze afspoelen met regenwater naar het oppervlaktewater. Denk hierbij aan bandenslijtstof, slijtage van coatings, snoeppapiertjes of de synthetisch rubberen deeltjes op de kunstgrasvelden (Verschoor, 2016).
Autowegen en bandenslijtstof	Autobanden worden veelal over het hoofd gezien als bron voor microplastics, maar kunnen – afhankelijk van de classificatie – volgens sommige studies zelfs 70% van de emissie van microplastics in het milieu op zich nemen (Scientas, 2018). Bandenslijtstof op wegen laat microplastics achter, die vervolgens hun weg naar de bodem of het aquatisch milieu vinden. Er wordt geschat dat, van de 6 miljard kilogram bandenslijtstof die elk jaar wereldwijd vrijkomt, zo een 300 tot 600 miljoen kilogram in zee belandt. Dit komt of door de atmosferische stromen, of doordat een deel van de slijtstof op de weg blijft liggen en zo met het regenwater in het oppervlaktewater terecht komt. De kleinste deeltjes verwaaien en kunnen dagenlang in de lucht blijven hangen. Naar schatting, bevat de lucht die we inademen uit fijnstof waarvan 3-7% uit koolstofdeeltjes bestaat die zijn afgesleten van autobanden (Plastic Soup Foundation, 2018)

1.2 WAT IS EEN MICROPLASTIC?

De MP is in de wetenschap niet eenduidig gedefinieerd, maar meestal spreekt men over een plastic deeltje wat niet groter is dan 5 mm of 5.000 μm (figuur 2). Nog kleinere deeltjes ($\leq 1 \mu\text{m}$ of 1.000 nanometer) worden ook wel nanoplastics genoemd.

FIGUUR 2 EEN INGEZOOMD BEELD VAN MICROPLASTICS. FROM: I.E. NAPPER (2015) MARINE POLLUTION BULLETIN



Er zijn inmiddels meer dan 8.000 plastic materialen op de wereldmarkt tegenwoordig, volgens de plastic industrie database (Campusplastics.com)

Microplastics breken nauwelijks af in het milieu en zijn slecht oplosbaar in water. Ze bestaan uit synthetische polymeren waar additieven (o.a. vlamvertragers, weekmakers), pigmenten, oliën en vulstoffen aan toegevoegd kunnen zijn. De meest voorkomende microplastics zijn synthetische vezels. De meest gebruikte synthetische polymeren in Europa zijn: polyethyleen (PE), polypropyleen (PP), polyvinylchloride (PVC), polyurethaan (PU), polyethyleentereftalaat (PET), en polystyreen (PS). Naast de variatie in omvang en samenstelling, kunnen de microplastics ook verschillen in vorm (vezelachtig, bolvormig, schilfers) en kleur. Met name de vorm wordt vaak gebruikt om de MP's op te delen in categorieën: vezels (plastic, synthetisch, antropogene of microvezels), synthetische deeltjes, ringvormige deeltjes, koolstof deeltjes, fragmenten of schilfers. Eenmaal in het milieu kunnen eigenschappen veranderen door vertering, binding aan hydrofobe chemicaliën, adsorptie aan andere deeltjes of door bedekking met een biofilm (RIVM, 2019).

1.3 WAT ZIJN DE BELANGRIJKSTE BRONNEN VAN MICROPLASTICS?

1.3.1 PRIMAIRE MP'S

MP's worden op basis van hun oorsprong in grofweg twee groepen onderverdeeld: (1) primair en (2) secundair (figuur 3). **Primaire MP's** worden bewust geproduceerd voor toepassing in een product, bijvoorbeeld in plastic pellets, synthetische kleding of in consumentenproducten; voor deze laatste groep worden MP's ook wel *microbeads* genoemd (zie paragraaf 1.4.2)

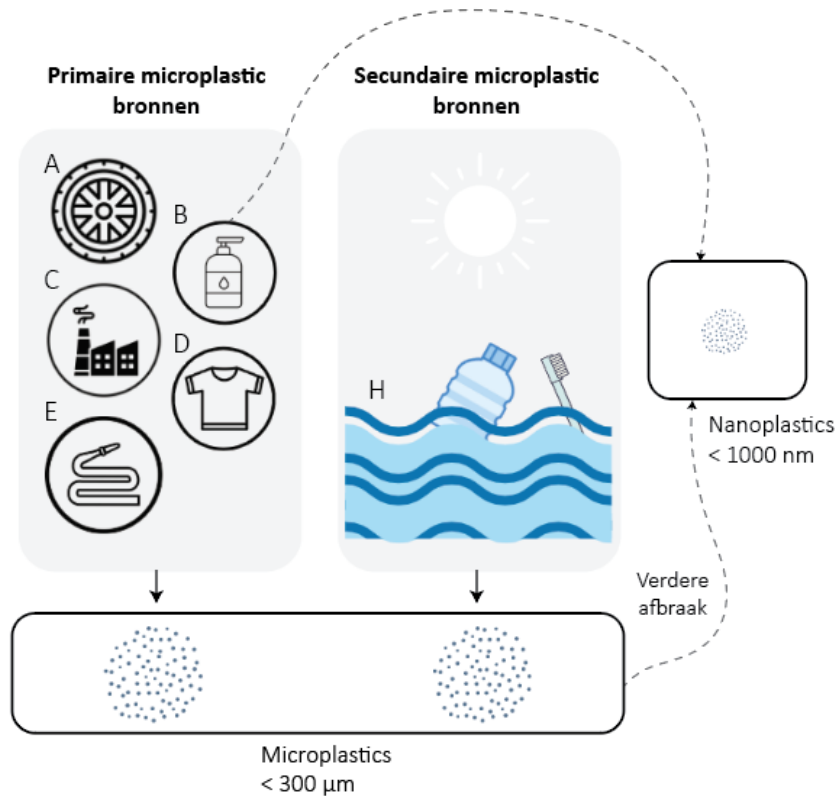
1.3.2 SECUNDAIRE MP'S

Secundaire MP's zijn afkomstig van grotere stukken plastic, zoals flessen of plastic tasje, die afbreken tot steeds kleiner wordende plastic deeltjes. Deze fragmentatie vindt plaats tijdens het productieproces, bij dagelijks gebruik of gedurende een langere periode waarin de grotere macroplastics verteren onder invloed van UV-straling en mechanische krachten, zoals golfwerking, of door andere biologische, chemische of fysische processen (Thompson, 2014). Op basis van aantallen, vormen secundaire MP's een grotere bedreiging voor het milieu dan primaire MP's. Hierbij moet wel benoemd worden dat het bij het analyseren van MP's lastig is om de oorsprong van achterhalen, omdat primaire en secundaire MP's veelal uit dezelfde groep plastic materialen zijn opgebouwd.

Een schatting van primaire en secundaire MP vrachten die jaarlijks in Nederland in het (water) milieu terecht komen zijn te vinden in de factsheet microplastics in Nederlandse wateren van het RIVM (RIVM, 2019).

FIGUUR 3

CLASSIFICATIE VAN MICROPLASTICS. BINNEN DE CLASSIFICATIE VAN MICROPLASTICS WORDT ER EEN ONDSCHIED GEMAAKT TUSSEN PRIMAIRE EN SECUNDAIRE MICROPLASTICS. BELANGRIJKE BRONNEN VAN PRIMAIRE MICROPLASTICS ZIJN ONDER ANDERE: (A) AUTOBANDEN (B) VLOEIBARE ZEEP EN CONSUMENTENPRODUCTEN (OOK WEL 'MICROBEADS' GENOEMD) (C) PELLETS EN PLASTIC INDUSTRIE (D) TEXTIEL, EN (E) ZANDSTRALEN VAN OBJECTEN. SECUNDAIRE MICROPLASTICS KOMEN VRIJ BIJ DE FRAGMENTATIE VAN GROTERE STUKKEN PLASTIC. DEZE AFBRAAK KAN ONDER ANDERE VOORKOMEN TIJDENS DAGELIJKS GEBRUIK, INDUSTRIËLE PROCESSEN OF (H) GEDURENDE EEN LANGERE PERIODE O.I.V. FYSISCH, CHEMISCH OF BIOLOGISCH PROCESSEN



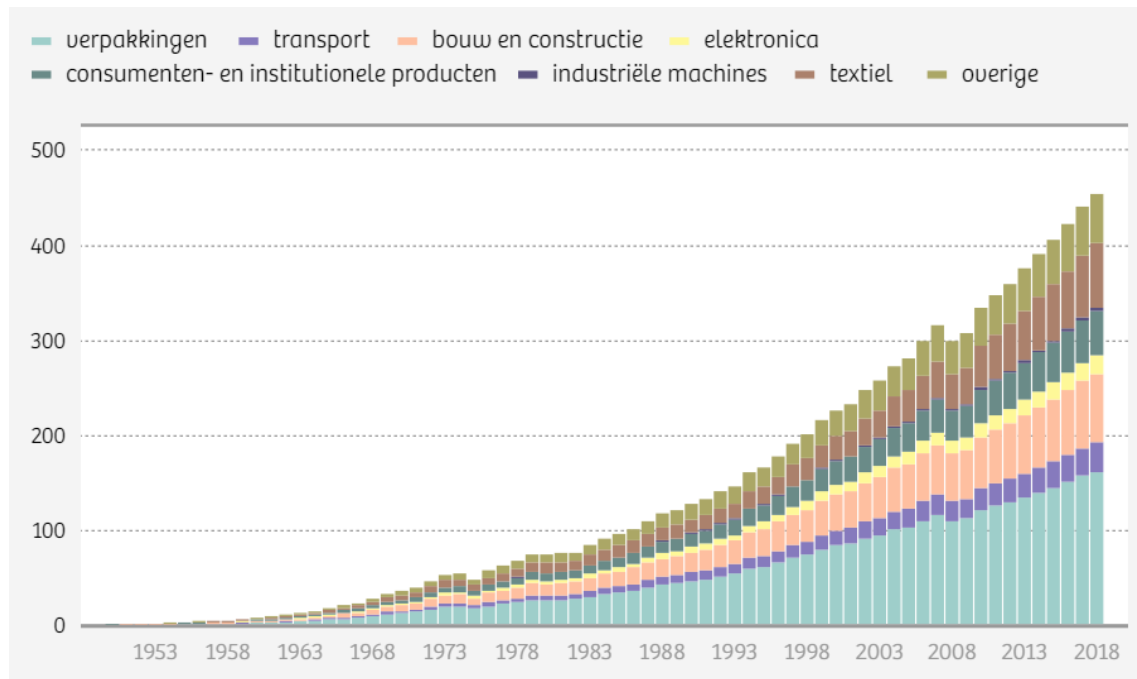
MP's kunnen nog verder afbreken naar nanoplastics (NP's). Over de definitie van NP's zijn de meningen verdeeld, maar over het algemeen wordt een NP beschreven als een plastic deeltje dat kleiner dan 100 of 1000 nm is. NP's vinden hun oorsprong in de afbraak van zowel micro- en macroplastics, maar kunnen ook aanwezig zijn in sommige consumentenproducten, net zoals *microbeads* (SDG Nederland, 2019). Vanwege hun grootte zijn er tot op heden nog geen betrouwbare meettechnieken voor NP's; daarom zijn NP niet meegenomen in dit onderzoek. NP's zullen steeds meer toegevoegd worden in allerlei producten, waaronder elektronica, auto's, vliegtuigen en in de medische wereld (Roex et al., 2014).

1.3.3 WERELDWIJDE PLASTICPRODUCTIE

Plastic werd wereldwijd problematisch toen de verpakkingsindustrie in de jaren vijftig enorme hoeveelheden aan wegwerp plastic ging produceren (figuur 4). Vóór de jaren vijftig werden materialen als glas of papier gebruikt, of simpelweg géén verpakkingsmateriaal. De trend en opmars van plastic wegwerpmateriaal begon in de Verenigde Staten, waarmee ook het zwerfafval toenam. Een samenwerking tussen onder andere de blikjes- en bekertjes industrie richtte in de jaren '70 één van de eerste greenwash-organisaties ter wereld op: "Keep America Beautiful". Met deze boodschap werd de oorzaak van de plastic-vervuiling bij het individu

zelf gelegd, in plaats van bij de grootschalige plasticproductie Stelling (2020). De ‘Een beter milieu begint bij jezelf’ trend is overgewaaid naar Nederland: dit zien we bijvoorbeeld terug bij ‘Nederland Schoon’, een organisatie die door de verpakkingindustrie is opgericht. Waar aan de ene kant plastic verpakkingen leiden tot minder voedselverspilling, is ook aandacht gewenst voor wet- en regelgeving om plastic afval te voorkomen (Stelling, 2020)

FIGUUR 4 WERELDWIJDE PLASTICPRODUCTIE VAN 1953 TOT 2018 (STELLING, 2020). 2008 LAAT EEN KLEINE DIP IN DE PRODUCTIE ZIEN, WAARSCHIJNLIJK VEROORZAAKT DOOR DE WERELDWIJDE ECONOMISCHE CRISIS IN 2008-2009



1.4 WELKE INITIATIEVEN RONDOM VOORKOMEN VAN MICROPLASTIC ZIJN ER?

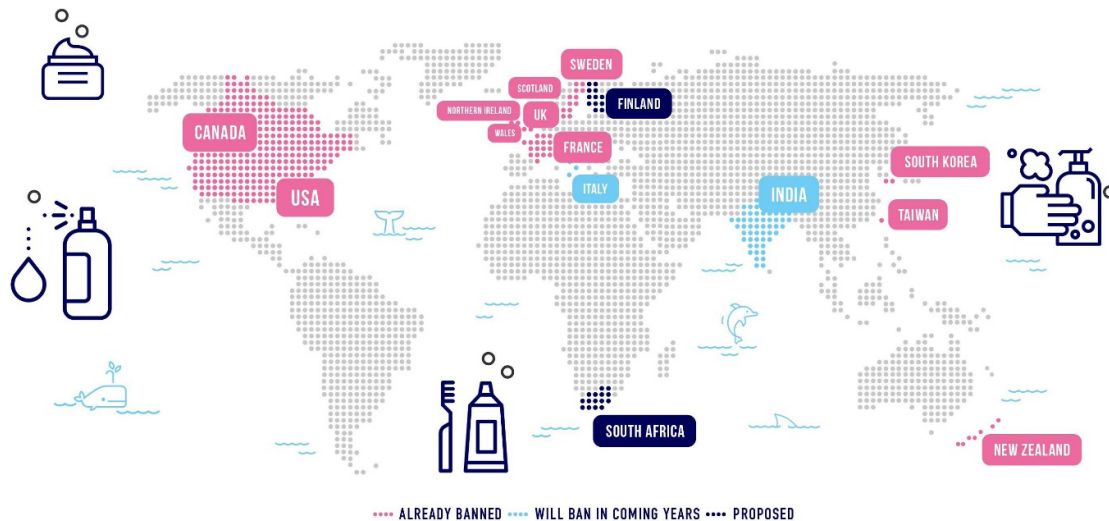
In deze sectie zijn enkele initiatieven en opruimacties uitgelicht, die via de media verschillende MP-bronnen onder de aandacht hebben weten te brengen en MP's op de politieke agenda hebben weten te zetten.

1.4.1 MICROBEADS | BEAT THE MICROBEAD

Microbeads zijn primaire MP's die, vanwege hun scrubbede effect, in producten als vloeibare zeep en make-up worden toegepast. Over deze vorm van microplastics is al veel media-aandacht geweest, o.a. met het initiatief ‘Beat the Microbead’. Meerdere landen hebben vervolgens hun beleid aangepast om de MP-verspreiding via *microbeads* te verminderen (figuur 5). Deze aanpassingen zijn door velen gevierd, maar de positieve houding heeft ook veel kritiek ondervonden. De critici onderstreepten dat, alhoewel deze veranderingen een stap in de goede richting zijn, de strijd tegen microplastics nog lang niet ten einde is. Te veel positieve aandacht geeft een valse vorm van zekerheid, aldus de critici. Dit terwijl het bannen van *microbeads*, hoe belangrijk ook, maar een klein deel (<10%) van de oorzaken van MP's in het milieu aanpakt. Daarnaast is er nog een groot deel van de wereld waar geen verandering is doorgevoerd (figuur 5).

FIGUUR 5

OVERZICHT BELEIDSAANPASSINGEN WERELDWIJD. OVERZICHT VAN LANDEN DIE BELEIDSAANPASSINGEN HEBBEN GEDAAN OM DE VERSPREIDING VAN MP'S DOOR MIDDEL VAN MICROBEADS TEGEN TE GAAN. OP HET MOMENT (MEI 2020) GAAT HET OM 15 LANDEN WAARIN DEZE AANPASSING AL IS DOORGEVOERD (ROZE). IN ANDERE LANDEN (LICHTBLAUW) ZAL DE MICROBEAD IN KOMENDE JAREN VERBANNEN WORDEN. IN ZUID-AFRIKA EN FINLAND LIGT HET VOORSTEL NOG OP TAFEL. BRON: "BEAT THE MICROBEAD" WEBSITE, 2021



1.4.2 PRIMAIR OCEANISCH PLASTIC | THE OCEAN CLEANUP

Een initiatief waar veel mensen bekend mee zijn is de The Ocean Cleanup. Het systeem is ontworpen om niet alleen visnetten en grote zichtbare plastic voorwerpen te verzamelen. De plastic barrière die op het oppervlak drijft, heeft een drie meter diep scherm wat bedoeld is om een deel van het plastic te vangen, zonder het onderwaterleven te verstoren (Boffey, 2019). Het is bij het opvangen belangrijk om te kijken naar de beweging van microplastics in zeestromingen in plaats van naar de hoeveelheid microplastics. Hoe sterker de stroming, hoe groter de hoeveelheid microplastics die opgevangen kan worden.

1.4.3 VEZELS | TEXTIELACTIE VAN EU

Veel textiel bevat synthetische vezels, ongeveer 70% van de textielvezels heeft een synthetische basis (RIVM, 2019). Niet alleen kleding, maar ook vloerbedekking, gordijnen of automatten zijn onderhevig aan slijtage en laten synthetische vezels los. Het wassen van kleding levert een grote bijdrage aan de MPs die terug gevonden kunnen worden in afvalwater. Bijvoorbeeld, bij het wassen van een fleecetrui komen duizenden plastic vezels vrij die meegaan met het spoelwater. Het wassen op lagere temperaturen, gebruik van wasverzachter en vloeibaar wasmiddel vermindert het loslaten van vezels tijdens het wassen (Zwart and de Valk, 2019). De emissie naar het riool kan ook verminderd worden door filters te reinigen met de stofzuiger, in plaats van afspoelen onder de kraan.

Kledingproducenten worden gestimuleerd om materialen te ontwikkelen die minder microplastic vezels afgeven of materialen te gebruiken die milieuvriendelijker of natuurlijker zijn. Daarnaast zou het gebruik van filters in wasmachines verplicht gesteld kunnen worden om zo de hoeveelheid plastics in het milieu terug te dringen (RIVM, 2019).

De European Chemical Agency (ECHA) heeft in de Plastic Strategy visie (ECHA microplastics, 2021) van de Europese Commissie (Januari, 2018) aangekondigd dat testmethoden ontwikkeld zullen worden om het verlies van synthetische vezels tijdens het wassen te kunnen meten. Op basis hiervan zou de Europese Commissie eisen kunnen gaan stellen aan toelaatbaar textiel. Als antwoord heeft de textielindustrie de 'Collective Industrial Agreement' opgericht met als doel gezamenlijk testmethoden te ontwikkelen om vezelverlies te meten.

1.5 WAT ZIJN DE GEVAREN VAN MICROPLASTICS?

Dat MP's niet in het milieu thuis horen is duidelijk, maar wat zijn de nadelige gevolgen die MP's eigenlijk met zich meebrengen? In deze paragraaf geven we een overzicht van de tot nu toe bekende gevolgen voor zowel mens als dier.

1.5.1 DIER

Litterbase houdt bij hoeveel diersoorten last hebben van afval, waaronder MP's. Dit aantal ligt inmiddels ver boven 2.000 soorten, met een kanttekening dat maar een relatief gering aantal soorten is onderzocht. Het gebruik van en blootstelling aan MP's op huidige schaal is betrekkelijk kort om een goed beeld te creëren welke effecten een langdurige of levenslange blootstelling aan MPs en hun additieven hebben voor mens en dier.

Hieronder volgen enkele voorbeelden van de gevolgen van blootstelling aan MP's:

- MP's kunnen het spijsverteringskanaal van kleine dieren verstoppen, honger stillen en het eetgedrag veranderen, wat ernstige gevolgen kan hebben voor de groei van organismen (Amelia et al., 2021).
- MP's hechten zich aan de huid van dieren, wat ervoor kan zorgen dat de giftige additieven van MP's zich gaan ophopen in vet en weefsel van dieren. Deze stoffen staan ook wel bekend als 'persistent organic pollutants', of POP. Over de exacte relatie tussen POP's afgifte en MP's is geen consensus in de literatuur, hier is meer onderzoek nodig (Rodrigues et al., 2019).
- Ook nanoplastics zijn aangetoond in de voedselketen. Nanoplastics worden geconsumeerd door watervlooiën en komen zo in de voedselketen terecht: er is aangetoond dat nanoplastics in de hersenen van vissen leiden tot abnormaal gedrag, zoals langzamer eten en hyperactiviteit..
- MP's zetten naast het leefgebied van dieren ook die van bacteriën onder druk. Bijvoorbeeld voor de *Prochlorococcus*, een oceanische bacterie die 10% van de door ons ingeademde zuurstof produceert. Er is ontdekt dat blootstelling aan chemische stoffen van MP's de groei, fotosynthese en zuurstofproductie van de bacterie belemmeren (Lammerse, 2019).
- Er zijn (micro)organismen die zich aan het oppervlak van MP's hechten. Met de verspreiding van MP's komen de (micro)organismen zodoende op locaties terecht waar deze helemaal niet thuis horen. Dit kan voor een disbalans in het ecosysteem zorgen .

1.5.2 MENS

Via de lucht, ons water of ons eten komen MP's in het menselijk lichaam terecht. Er is alleen nog onduidelijkheid over hoe ongezond dit precies is, of hoe lang het duurt voordat ons lichaam klachten ontwikkelt. In een studie gepubliceerd in april 2019 wordt geschat dat de jaarlijkse menselijke consumptie van microplastics tussen de 39.000 en 52.000 deeltjes is, afhankelijk van leeftijd en geslacht (Hernandez et al., 2019). De exacte inname is lastig te meten, wat een belangrijke reden is waarom er nog maar weinig onderzoek naar is gedaan. Verder onderzoek zal moeten uitwijzen hoe ons lichaam exact op MP's reageert.

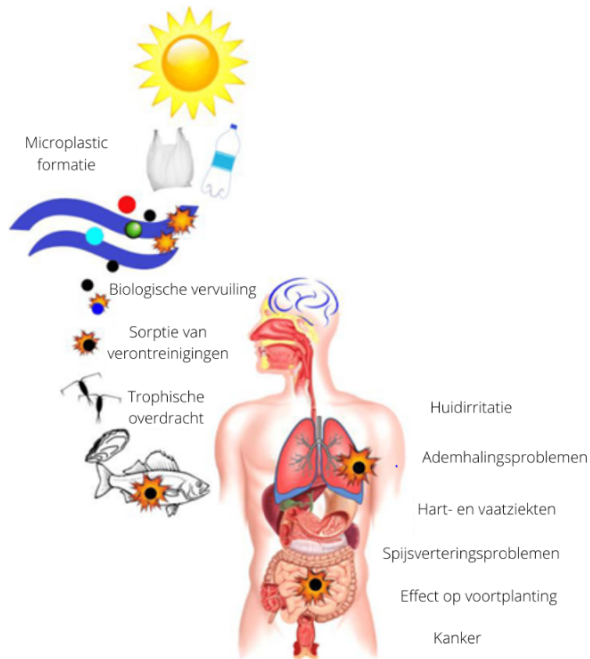
Hieronder volgt een beknopt overzicht van enkele potentiële negatieve invloeden van MP's en enkele lopende onderzoeken naar MP's en hun invloed op de gezondheid van de mens.

- MP's concentreren zich in verschillende organen, wat een negatieve invloed kan hebben op ons lichaam (zie figuur 6). MP's zijn ook aangetroffen in de ontlasting van de mens (Carbery et al., 2018), wat aangeeft dat ze (deels) worden uitgescheiden en hiermee tevens een vector richting het rioolwater vormen.
- ZonMw (financieringsinstrument van NWO) is in april 2019 aan vijftien onderzoeken begonnen omtrent de gezondheidseffecten van micro- en nanodeeltjes op de mens (NOS, 2019).

- Hierin wordt er o.a. gekeken naar het effect van MP's op de longen. In een gemiddeld huishouden komt jaarlijks 20 kilo stof vrij: 6 kilo hiervan zijn MP's, bijvoorbeeld afkomstig uit polyester en nylon kleding of vloerbedekking. Nylon vezels lijken een groot effect te hebben op longen; er zijn met name in-vitro onderzoeken uitgevoerd tot nu toe, waaruit blijkt dat blootstelling van longcellen aan microplastics ontstekingsreacties en verminderde metabole activiteit kan veroorzaken (Amato-Laurenço et al., 2020). Daarnaast kan ook de morfologie van longcellen veranderen onder invloed van polystyreen MP's (Goodman et al., 2021)
- Ook heeft onderzoek naar het afweersysteem al aangetoond dat immuuncellen dood gaan nadat ze bepaalde MP's hebben aangevallen, waardoor er een soort lokale ontstekingsreactie plaats kan vinden. (UMC Utrecht, 2019)

FIGUUR 6

TROFISCHE OVERDRACHT VAN MP'S DOOR DE KETEN EN IMPLICATIES VOOR MENSELIJKE GEZONDHEID (CARBERY ET AL., 2018)



1.6 AANLEIDING EN ONDERZOEKSVRAGEN

Zoals in paragraaf 1.1 al is benoemd, is er weinig bekend over de hoeveelheid MP's die via rioolwaterzuiveringsinstallaties in het Nederlandse oppervlaktewater belanden. Dit terwijl RWZI's zich op een kritische plek bevinden in de verspreiding cyclus van MP's: namelijk één waar MP's onderschept kunnen worden om verdere verspreiding te voorkomen. Er ontbreekt echter nog kennis over het verwijderingsrendement van een RWZI en wat de directe invloed van de verschillende zuiveringsstappen op de verwijdering van MP's is.

Het doel van dit onderzoek is om een MP massabalans op te stellen van de RWZI, met extra nadruk op de effluent nabehandeling. Dit resulteert in de volgende onderzoeksvragen:

- Wat is de invloed van RWZI's in het verwijderen van MP's uit het Nederlandse huishoudelijk afvalwater?
- Wat is de invloed van zandfilters (continu en discontinu of statisch), geïnstalleerd ten behoeve van effluent polishing, op de verwijdering van MP's?

De aanpak van dit project is in meerdere werkpakketten opgedeeld. Eerst zijn er literatuurstudies verricht over verschillende aspecten en eigenschappen van MP's. Ook is er naar de wereldwijde verwijderingsrendementen van RWZI's gekeken, voordat de meetmethode en

bemonsteringslocaties van de RWZIs in kwestie bepaald zijn. Vervolgens is er een meetcampagne gestart, die uit twee onderdelen bestond. In de eerste meetcampagne is zowel de slib als de waterlijn bemonsterd om de verwijdering binnen de RWZI in kaart te brengen. In de tweede meetcampagne zijn twee verschillende zandfilters onderzocht op het verwijderingspotentieel voor microplastics.

Bij beide meetcampagnes ligt de nadruk op een correcte monstername en analyse, waar er zo min mogelijk MP contaminatie van de watermonsters plaatsvindt.

1.7 LEESWIJZER

Om de onderzoeksvragen te kunnen beantwoorden, is allereerst literatuuronderzoek verricht. De bevindingen en samenvatting hiervan zijn verdeeld over twee hoofdstukken:

- H2. Route van de microplastics: naar en door de RWZI, en
- H3. Huidige stand der meettechnieken.

In deze hoofdstukken wordt duidelijk waarom er voor specifieke bemonsteringslocaties binnen de RWZI is gekozen, welke uitdagingen het meten van MP's met zich meebrengt en hoe toereikend de meet technieken op dit moment zijn om MP's te kunnen analyseren.

H4. Aanpak / methodologie beschrijft de methode die specifiek voor dit onderzoek is gebruikt en de geografische locaties waarop dit onderzoek heeft plaatsgevonden. In H5. Resultaten en discussie worden de resultaten getoond, die aan de hand van de twee meetcampagnes naar voren zijn gekomen. Deze resultaten worden gepresenteerd in de vorm van tabellen en zullen direct worden besproken, toegelicht en bediscussieerd. Aan het eind van hoofdstuk 5 worden bovenstaande onderzoeksvragen beantwoord en de resultaten kritisch beschouwd. In H6. Conclusie en aanbevelingen worden de antwoorden op de onderzoeksvragen kort toegelicht en worden aanbevelingen voor de Nederlandse waterschappen gegeven op basis van dit onderzoek.

2

ROUTE VAN MICROPLASTICS: NAAR EN DOOR DE RWZI

Dit hoofdstuk geeft een overzicht van de route die de MP aflegt in het rioolwatersysteem en de rol die de RWZI speelt in de verwijdering van MP's in de watercyclus. Het hoofdstuk is opgedeeld in twee secties:

- (1) de route die de MP aflegt voordat deze bij een RWZI aankomt: "Microplastics in huishoudelijk afval- en oppervlaktewater", en
- (2) wat er met de MP kan gebeuren in de RWZI: "Microplastics binnen de RWZI", waarin ook een literatuuroverzicht over MP verwijdering binnen de RWZI wordt gegeven.

In het laatste deel van het hoofdstuk worden de eigenschappen, karakteristieken en het gedrag van MP's verder toegelicht. Veel informatie in dit hoofdstuk is afkomstig van een review artikel van Sun et al. uit 2019, waarin 25 studies zijn vergeleken die afvalwaterzuiveringen hebben onderzocht op hun MP zuiveringsrendement.

2.1 MICROPLASTICS IN HUISHOUELIJK AFVAL- EN OPPERVLAKTEWATER

Dat MP's in huishoudelijk afvalwater voorkomen, is in meerdere studies aangetoond (Appendix 1). Deze MP's komen via verschillende routes in het riool terecht, waarvan enkelen in tabel 2 zijn toegelicht.

TABEL 2 ENKELE ROUTES WAARMEE DE MP IN HET HUISHOUELIJK AFVALWATER TERECHT KAN KOMEN

Route via	Toelichting
Het menselijk lichaam	Schwabl et al. (2018) hebben MP's gevonden in de uitwerpselen van acht verschillende mensen op verschillende continenten. Deze zijn vermoedelijk via voedsel en drinkwater in het menselijk lichaam terecht gekomen (zie ook paragraaf 1.5).
Consumentenproducten	Consumentenproducten, als vloeibare zeep en cosmetica, zijn een bron van microbeads (zie paragraaf 1.4). Bij huishoudelijk gebruik (wassen, douche) komen deze MP's in het afvalwater terecht
Wasmachines	Met het wassen van synthetische kleding komen er plastic micro-vezels vrij die met het spoelwater in het rioolwater terecht komen. Er zijn reeds meerdere wasmachine filters ontwikkeld om op deze wijze de microvezels tegen te houden, maar deze zijn nog niet succesvol geïmplementeerd.
Leidingwater	Rioolwater bestaat bij droog weer voornamelijk uit drinkwater: In het Nederlands drink- en leidingwater zijn ook MP's aangetroffen (Koelmans et al., 2019)
Run-off, atmosferische depositie en hemelwater	Zie de wereldwijde verspreiding van MP's; tabel 13
(Plastic producerende of verwerkende) industrieën	Een substantieel deel van het afvalwater afkomstig uit de industrie wordt via het riool afgevoerd. Vooral bij industrieën die plastic produceren of gebruik maken van plastic verpakkingen, zullen MP's in het afvalwater teruggevonden kunnen worden. De bijdrage van industrieën aan MP lozingen in het algemeen is binnen Nederland nog niet goed in beeld gebracht.

Van het Nederlandse huishoudelijk afvalwater komt het grootste deel (98,8%) bij de RWZI terecht (figuur 7), die rioolwater na zuivering op het oppervlaktewater loost. Het merendeel van de MP's wordt in de RWZI verwijderd en komt derhalve niet op het oppervlaktewater terecht. Het rioolwater wordt ingezameld via verschillende typen rioolstelsels (Langeveld, 2020).

TABEL 3 OVERZICHT RIOOLSTELSEL EN AANDEEL IN NEDERLANDS RIOOLWATER DAT AFGEVOERD WORDT NAAR DE RWZI

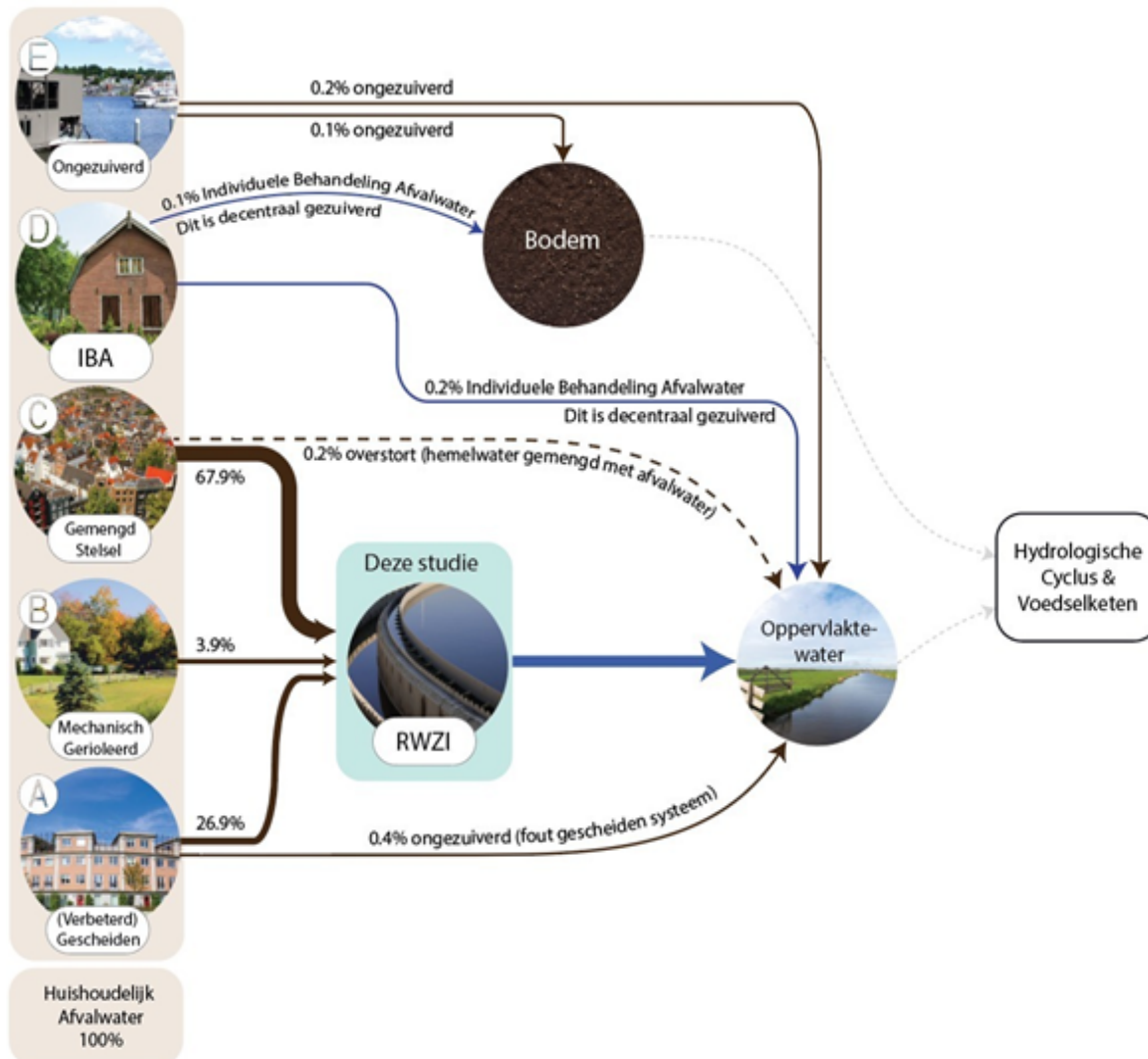
Rioolstelsel naar RWZI	figuur 7	Aandeel in RWZI influent	Bestaande uit
(Verbeterd) gescheiden systeem	figuur 7A	26,9%	Dit is het aandeel van al het afvalwater dat via een gescheiden of verbeterd gescheiden systeem wordt ingezameld. "Een gescheiden rioolstelsel heeft een rioolleiding voor afvalwater en een afvoerroute voor regenwater. Vuil afvalwater en schoner regenwater (of grondwater) wordt daarmee dus apart ingezameld.
Gemengd stelsel	figuur 7B	67,9%	Dit is het aandeel van al het afvalwater dat via het gemengd stelsel wordt ingezameld. Naast afvalwater transporteert een gemengd rioolstelsel ook hemelwater en rioolvreemd water naar de RWZI's.
Mechanische riolering	figuur 7C	3,9%	Dit is het aandeel van al het afvalwater dat via drukriolering in een buitengebied wordt ingezameld.

Een klein percentage binnen het huishoudelijk afvalwater systeem wordt behandeld met Individuele Behandeling Afvalwater (IBA) installaties. Deze stroom gaat niet langs de RWZI, maar komt via de IBA (figuur 7D) in het Nederlandse oppervlaktewater (0,2%) en bodem (0,1%) terecht. Een vergelijkbare hoeveelheid (0,3%) komt direct ongezuiverd in de bodem of in het oppervlaktewater terecht (figuur 7E). De ongezuiverde lozingen zijn in deze gevallen een weloverwogen keuze, bijvoorbeeld in afgelegen gebieden waar een ontheffing geldt. Andere manieren waarop ongezuiverde riolering op het oppervlaktewater terecht kan komen, is als een gevolg van foutaansluitingen bij gescheiden rioolstelsels (0,4%). Het komt bijvoorbeeld voor dat een huishouden verkeerd is aangesloten en het afvalwater in het hemelwaterriool terecht komt. Een verbeterd gescheiden rioolstelsel is ontworpen om deze rechtstreekse lozing door foutaansluitingen te voorkomen.

Naast de hierboven genoemde routes waarop MP's via (on)behandeld huishoudelijk afvalwater in het milieu terecht kunnen komen, zijn er ook andere wijzen via welke MP's in het Nederlandse oppervlaktewater kunnen belanden. Denk hierbij aan run-off van landbouw, van verharde oppervlakken in de stad aangesloten op de hemelwaterriolering en industrieel afvalwater dat op eigen terrein wordt behandeld.

FIGUUR 7

EMISSIE EN ROUTE VAN MP'S IN DE HUISHOUDELIJKE AFVALWATERKETEN. IBA: INDIVIDUELE BEHANDELING AFVALWATER. BINNEN DE HUISHOUDELIJKE AFVALWATERKETEN ZAL ER GROFWEG 0,7% VAN HET AFVALWATER ONGEZUIVERD IN DE NATUUR TERECHT KOMEN. DIT KOMT DOOR "ONGEZUIVERD GERIOLEERD - OPPERVLAKEWATER (0,2%)", "ONGEZUIVERD GERIOLEERD - BODEM (0,1%)" EN "ONGEZUIVERD - FOUTIEVE AANSLUITING GESCHIEDEN SYSTEEM (0,4%)". VERDER KOMT ER OOK VIA DE OVERSTORT VAN HET GEMENGD STELSEEL EEN COMBINATIE VAN HEMEL- EN AFVALWATER OP HET OPPERVLAKEWATER TERECHT (0,2%). DE VERHOUDING TUSSEN AFVAL- EN HEMELWATER IS ECHTER ZEER VARIABEL. ER ZAL DUS TUSSEN DE 0,7 EN ~0,9% AFVALWATER OP ONGEZUIVERD IN HET MILIEU TERECHT KOMEN, TEGENOVER 98,8% WAT VIA DE CENTRALE RWZI GAAT. FIGUUR GEBASEERD OP INFORMATIE VERSTREKT DOOR JEROEN LANGEVELD (2020).



2.2 MICROPLASTICS BINNEN DE RWZI

Deze sectie beschrijft de potentiële routes van microplastics binnen een RWZI en wat er in de literatuur bekend is over de huidige zuiveringstechnieken en hun invloed op de verwijdering van microplastics.

2.2.1 INFLUENT EN EFFLUENT

In meerdere studies zijn MP's zowel in het influent als effluent van RWZI's gedetecteerd (figuur 8). Een uitgebreid overzicht van de hoeveelheden die in verschillende onderzoeken zijn gevonden, staat weergegeven in Appendix 1. Sun et al. (2019) geeft hier ook een goede samenvatting van. De gerapporteerde concentraties van MP's in de literatuur van de afgelopen jaren, varieerden voor influent van 1 tot 10.044 deeltjes per liter. De gemeten concentraties in het effluent waren aanzienlijk lager, namelijk in de range van 0 tot 447 deeltjes per liter.

Gepubliceerde data laten een zeer grote spreiding zien. Het resultaat van de meeting kan afhankelijk zijn van:

- monstername-, voorbehandelings- en analysemethode (zie H3. Huidige stand der meettechnieken);
- locatie van de zuivering,
- aangrenzend landgebruik,
- type afvalwater (industrieel, huishoudelijk, regenwater),
- type rioolstelsel,
- het moment van monstername.

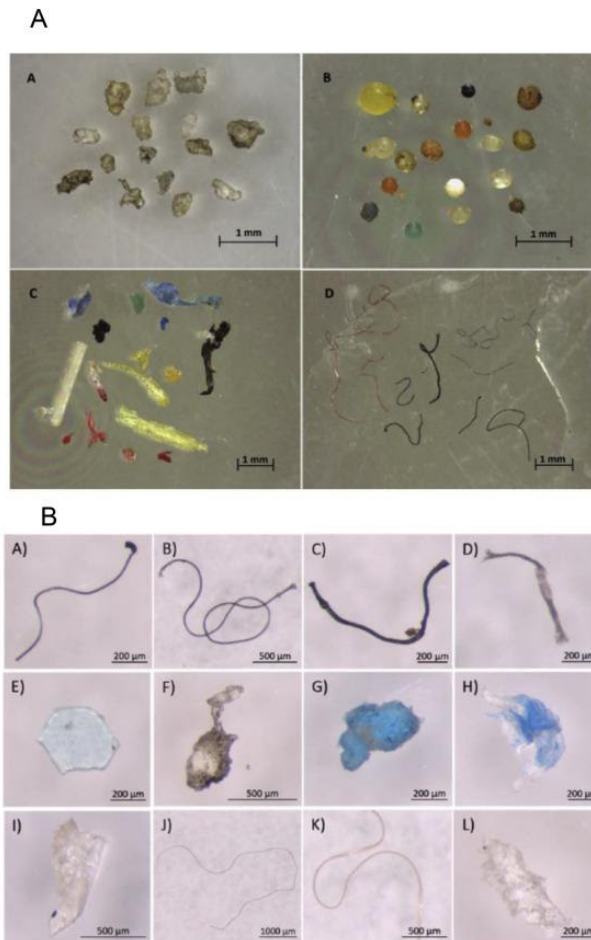
2.2.2 MICROPLASTICSCONCENTRATIES IN VERSCHILLENDE RIOOLSYSTEMEN

Uit onderzoek is gebleken dat het afvalwater uit gemengde stelsels een hogere concentratie MP's bevatten dan het water uit andere rioolstelsels. Dit zou kunnen komen door afstroom van hemelwater uit de omgeving, wat een grote hoeveelheid transport gerelateerde MP's kan bevatten, zoals bandenslijpsel, schuurstof van verf of kleine fracties van plastics in straatvuil. Bij het gebruik van een gescheiden rioolsysteem zouden deze MP's direct in het milieu terecht komen. In het geval van een gemengd rioolstelsel, zal de RWZI dus een grotere bijdrage leveren als barrière tussen de MP's en het oppervlaktewater dan een gescheiden rioolstelsel; hoe meer MP's de zuivering passeren hoe meer MP's verwijderd kunnen worden voor ze in het oppervlaktewater terecht komen (Sun et al., 2019).

Ook in gebieden met vergelijkbare rioolstelsels zijn er toch variaties tussen de MP concentraties in het influent gevonden. Dit zou kunnen komen door de gewoontes van de bevolking die gebruik maken van het rioolstelsel, zoals de voorkeur voor het dragen van synthetische kleding, de mate van microbead verwerking in cosmetica, of het gebruik van plastic producten. Er zijn enkele studies gedaan naar de correlatie tussen het leefmilieu van de bevolking en MP concentraties in het afvalwater, maar de resultaten hiervan zijn enigszins tegenstrijdig. Sun et al. (2019) geeft aan dat het de moeite waard kan zijn om MP's in afvalwater uit gebieden met verschillende economische niveaus en leefgewoonten tegen elkaar uit te zetten. Een groter belang wordt echter gehecht een standaardisatie van het meten van MP's, omdat de resultaten van verschillende onderzoeken anders niet met elkaar vergeleken kunnen worden, zie H3 'De huidige stand der meettechnieken'.

FIGUUR 8

PRIMAIRE EN SECUNDAIRE MP'S EN POLYMEREN. A) PRIMAIRE EN SECUNDAIRE MP'S DIE IN RWZI'S ZIJN AANGETROFFEN (TALVITIE ET AL., 2017). B) POLYMEREN DIE IN VERSCHILLENDE ZUIVERINGSSTAPPEN ZIJN AANGETROFFEN IN DE RWZI EN MET μ -FTIR OF MICRO-RAMAN ZIJN GEÏDENTIFICEERD (LARES ET AL., 2018). FIGUUR OVERGENOMEN UIT SUN ET AL., 2019



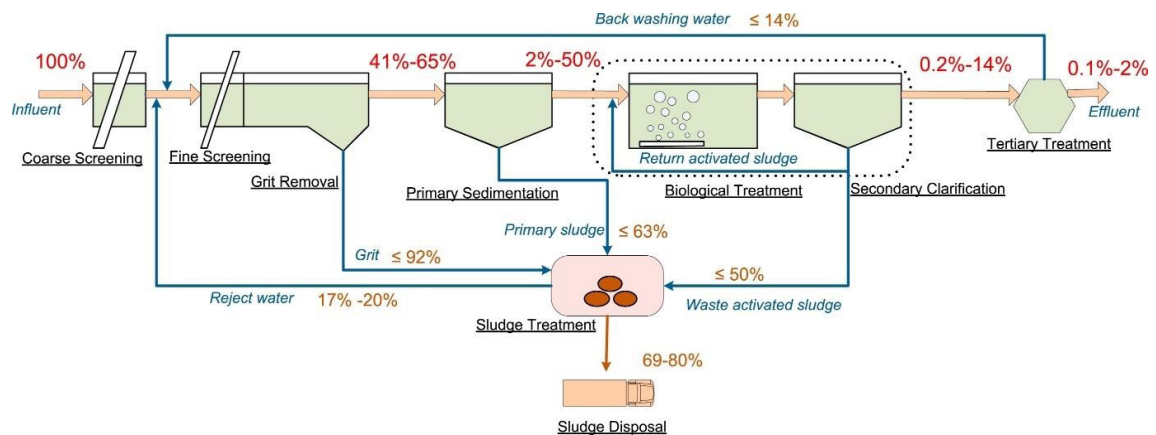
2.2.3 MP VERWIJDERINGSRENDEMENT VAN EEN RWZI

De verwijdering van MP's binnen de RWZI wordt berekend op basis van de concentraties in het in- en effluent. Sun et al. (2019) heeft 25 studies vergeleken, die de verwijdering in totaal 72 RWZI's rapporteren en kwam hiermee op de volgende percentages uit:

- RWZI's zonder effluent nabehandeling hadden een verwijderingsrendement van 86%-98%.
- Met als uitzondering hierop studie met een verwijderingsrendement tussen de 11% en 95% (Leslie et al., 2017): deze relatief lage verwijderingsrendementen kunnen zijn veroorzaakt door het gebruik van een relatief klein monstervolume, of door de gerapporteerde toename van MP's in sommige processtappen, zoals bij membraanfiltratie.
- RWZI's met een effluent nabehandeling (n=8) hadden een verwijderingsrendement van meer dan 97%.

De verschillende zuiveringsstappen, voorbehandeling, hoofdzuivering (actief slib) en nabehandeling zijn weergegeven in figuur 9, met hierbij de geassocieerde verwijderingsrendement (Sun et al., 2019).

FIGUUR 9 EEN OVERZICHT VAN HET MP VERWIJDERINGSRENDEMENT VAN DE RWZI ZOALS DEZE BEREKEND IS EN GEPUBLICEERD IS IN SUN ET AL., 2019, OP BASIS VAN MEERDERE PUBLICATIES. GETALLEN GEVEN DE PERCENTAGES VAN HOEVEELHEDEN MP'S T.O.V. HET INFLUENT WEER



1. VERWIJDERING VAN MP'S IN DE VOORBEHANDELING

Uit onderzoek is gebleken dat tijdens de voorbehandeling een groot deel van de MP's uit het afvalwater verwijderd worden. Tijdens de voorbehandeling (roostergoed- en zandverwijdering) gaat het om grofweg 35% -59% van de MP's; tijdens de voorbezinking gaat het om 50%-98% van de microplastics (figuur 9). De verwijdering in deze fase wordt enerzijds bereikt door het afromen van de MP's met lage dichtheid, al dan niet ingevangen in het drijvend vet, tijdens de drijfslagverwijdering. Daarnaast bezinken de MP's zelf of worden deze ingevangen door het primair slib, waarna deze verwijderd worden uit de waterlijn.

VORM, GROOTTE EN TYPE MP

Wat betreft de vorm van microplastics hebben studies aangetoond dat de voorbehandeling effectiever is voor vezels dan voor andere vormen van MP's. Waarschijnlijk worden vezels gemakkelijker ingevangen in de primair slibvlokken dan andere vormen en zo door middel van sedimentatie gescheiden en verwijderd worden. Verder is er aangetoond dat *microbeads* van polyethyleen (PE) effectief verwijderd kunnen worden via de drijfslag: de lage dichtheid van PE zorgt ervoor dat deze deeltjes gaan drijven. Hiernaast zal het hydrofobe karakter hun verwijdering bevorderen, wanneer er ook olie en vet in het afvalwater aanwezig is. Minder olie en vet in het water kan dus ook de oorzaak zijn voor een verminderde verwijdering van microbeads gedurende de zuivering. (Sun et al., 2019)

Verder worden met name de grotere MP's in de voorbezinking verwijderd: Dris et al. (2015) rapporteerden dat het relatieve percentage van MP's in de range van 1000 μm – 5000 μm afnam van 45% naar 7% na de voorbehandeling.

2. VERWIJDERING VAN MP'S IN DE HOOFDZUIVERING

Sun et al. (2019) rapporteren een effluent percentage van 0,2% tot 14% ten opzichte van de influent MP concentratie na de (biologische) hoofdzuivering (figuur 9). Slibvlokken zullen de resterende MP's invangen en/of de MP's adsorberen aan extracellulaire polymeren. In de nabezinktank worden de MP's dan met het spuislib uit de waterlijn verwijderd. Een andere wijze waarop MP's in slibvlokken terecht kunnen komen in de biologische zuiveringsstap, is als gevolg van de opname van protozoa of metazoa. Hiernaast kunnen chemicaliën zoals ijzersulfaat of andere flocculanten een positief effect hebben op de verwijdering van MP's door een verbeterde vlokvorming. De daadwerkelijke interactie tussen MP's en de actiefslibvlokken en de flocculanten, en tot in hoeverre dit daadwerkelijk bijdraagt in het verwijderen van microplastics, is een aspect dat nog niet volledig duidelijk is. Toch ontsnappen sommige MP's nog aan de slibvlokken; bijvoorbeeld als de vlokken niet stabiel zijn, uit elkaar vallen en

slecht bezinken. Deze MP's komen vervolgens terecht in de effluent nabehandeling of in het effluent. (Sun et al., 2019)

Een factor die van belang wordt geacht voor de verwijdering van MP's in de hoofdzuivering is **contacttijd**. Carr et al. (2016) namen waar dat een langere contacttijd leidt tot een verhoogde kans op biofilm groei op de MP's. Zulke bio-coatings kunnen de oppervlakte-eigenschappen of relatieve dichtheden van de MP's wijzigen, waardoor het verwijderingsrendement zou kunnen toenemen. De contacttijd in verhouding tot het ontstaan van biofilms op MP's en de invloed daarvan op de verwijderingsrendement zou nog verder onderzocht kunnen worden.

VORM, GROOTTE EN TYPE MP

Sun et al (2019) beschrijft dat, anders dan bij de voorbehandeling, in de hoofdzuivering de plastic deeltjes (schilfers, ronde deeltjes) een beter verwijderingsrendement hebben dan de plastic vezels. Gemakkelijk bezinkende of juist drijvende vezels worden reeds grotendeels verwijderd tijdens de voorbehandeling, terwijl de plastic deeltjes die overblijven, met bijvoorbeeld een meer neutraal drijfvermogen, doorgaan naar de biologische zuivering in daar ingevangen worden. In sommige studies blijkt dat het opnieuw de grotere MP-deeltjes zijn die voornamelijk verwijderd worden, net zoals dat bij de voorbezinking het geval is. Toch zijn er ook studies, zoals Dris et al, 2015, die het tegenovergestelde tonen. Wat de oorzaak van deze tegenstrijdige bevindingen is, is niet bekend.

3. VERWIJDERING VAN MP'S IN DE EFFLUENT NABEHANDELING

De effluent nabehandeling kan een bijdrage leveren in het verder verwijderen van MP's. Vanuit meerdere onderzoeken kwam naar voren dat de hoeveelheid MP's tijdens deze nabehandelingsstap verder afnam tot 0,2% tot 2% ten opzichte van de influentconcentratie. De efficiëntie van de verwijdering van MP's is echter afhankelijk van de specifieke (na-)behandelingsstap. De volgende technieken zijn hierin onderzocht: schijffilter, membraanbioreactor, snelle zandfiltratie, en flotatie. Alhoewel de membraantechnologieën de beste verwijdering laten zien, verwijderen alle nabehandelingen 95% van de "rest-MPs" uit het effluent. Een uitzondering hierop is flotatie, waar de verwijdering varieerde tussen de 40% en 98,5%. (Sun et al., 2019) Eén onderzoek liet zien dat membraanfilters geen *microbeads* doorlieten, terwijl de andere filters (dat wil zeggen: snel zandfilter, continu terugspoelfilter en twee niet-gespecificeerde typen filters) dat wel deden (Schneiderman, 2015).

De MP concentratie kan zowel in de toevoer als afvoer van de nageschakelde behandeling stap erg laag zijn (in de meeste gevallen <1 deeltje / L), met als gevolg dat een beperkt monster-volume (tientallen liters) valse nul resultaten kan geven. Hieruit kan geconcludeerd worden dat grotere bemonsteringsvolumes vereist zijn voor een betrouwbare beoordeling van de efficiëntie van de verwijdering van microplastics door de nabehandelingsprocessen dan nodig is voor de beoordeling van de voorbehandelings- en biologische zuivering.

VORM, GROOTTE EN TYPE MP

Ná de nabehandeling bleken de fracties met de kleinste groottes (20–100 μm en 100–190 μm) nog steeds het meest voorkomend. Ook zijn de relatieve hoeveelheid vezels in de uiteindelijke effluent in sommige gevallen toegenomen in vergelijking met het effluent van de nabezink-tanks. Wellicht geven filters (met name membranen) MP's af aan het water. Dit benadrukt de behoefte aan technologieën die met name zeer kleine MP's uit het water kunnen verwijderen, zonder deze zelf af te geven aan hun omgeving.

TERUGSPOELWATER

Vaste stoffen die worden verwijderd door het terugspoelen van (zand)filters, worden doorgaans teruggestuurd naar het begin van de RWZI. De MP's die dus tegen gehouden zijn in de nabehandeling worden opnieuw toegevoegd aan de MP-belasting van de RWZI. Dit betekent dat deze MP's uiteindelijk een langere contacttijd met het afvalwater en slib hebben en daarmee in de hoofdzuivering alsnog verwijderd kunnen worden.

TABEL 4 EEN OVERZICHT VAN DE VERWIJDERING DIE PLAATSVINDT PER BEHANDELINGSSTAP IN DE RWZI.

	Voorbehandling/ Voorbezinking	Actief slib inclusief nabezinking	Effluent nabehandeling
Verwijderingsrendement ten opzichte van 100% influent	Roostergoed en zandvang: 35 – 59% Voorbezinking: 50-98%	0,2-14%	0,2-2%
Verwijderings-mechanisme	MP's met een lage dichtheid zullen drijven en worden verwijderd met de drijfslag. MP's met een hoge dichtheid bezinken en worden afgevoerd met het primair slib. Alleen de MP's met een dichtheid als water zullen meegevoerd worden naar de actief slib tanks	Slibvlokken zullen de MP's invangen en bacterien zullen een biofilm vormen op de MP's. Hierdoor zullen de MP's bezinken en afgevoerd worden met het spuislib. Een lange verblijftijd (slibleeftijd) lijkt een positief effect te hebben op de verwijdering.	De verwijdering is afhankelijk van het type nabehandeling. Alhoewel membraantechnologieën het beste verwijderingsrendement laten zien, zitten alle nabehandelingstechnologieën boven de 95% verwijdering ten opzichte van afloop nabezinktank, met als uitzondering flotatie technieken
Vorm en type MP	Vooral effectief voor vezels. Deze worden ingevangen in het slib. Ook microbeads van polyethyleen (PE) worden effectief verwijderd met de drijfslagverwijdering	Effectiever voor MP fragmenten dan voor vezels. Dit is waarschijnlijk doordat de voorbezinking al veel vezels heeft verwijderd en dus de MP fragmenten achter blijven om verwijderd te worden. Wanneer er geen voorbezinking is, zullen ook vezels in de slibvlokken worden ingevangen.	De relatieve hoeveelheid vezels lijken toe te nemen na de nabehandeling. Dit kan bijvoorbeeld doordat membranen vezels loslaten.
Grootte	Vooral effectief voor grotere MP's (groter dan 1.000 tot 5.000 µm)	Vooral effectief voor grotere MP's	Kleinste MP's (20-190 µm) worden niet goed verwijderd in de effluent nabehandeling.

Gebaseerd op bronnen genoemd binnen dit hoofdstuk.

SLIBLIJN

Het relatief hoge verwijderingsrendement van MP's binnen de RWZI geeft aan dat de meeste MP's in het zuiveringsslib terecht komen, omdat er nauwelijks tot geen afbraak aangetoond is van de plasticpolymeren binnen de verblijftijd in de RWZI. Tot dusverre zijn studies gericht op MP's in het zuiveringsslib (inclusief het voorkomen, de transformatie en verdere mobilisatie) zeer beperkt. In Sun et al., 2019 is er wel een overzicht gemaakt van de gerapporteerde aanwezigheid van MP's in slibmonsters. De MP concentratie in het slib varieerde van ~400 tot 7.000 deeltjes / kg NG (nat gewicht). Deze concentratie was substantieel hoger dan die in de waterlijn van de RWZI. Wanneer er gemeten werd op basis van het drooggewicht van het slib, kan de concentratie ~1.500-170.000 deeltjes / kg DS bereiken. De grote variatie de gevonden waarden benadrukt het belang van representatieve bemonstering en eenduidige detectiemethoden. Zie meer hierover in H3 'Huidige Stand der Meettechnieken'.

VORM, GROOTTE EN TYPE MP

De grootte van de MP's die in het zuiveringsslib zijn gevonden wijken significant af van die in het rioolwater. De gemiddelde grootte van MP's uit slib was relatief groter dan van de MP's gevonden in de waterlijn, inclusief de MP's aangetroffen in het effluent van de RWZI. Dit ondersteunt de aanname dat grotere MP's gemakkelijker door RWZIs verwijderd worden dan de kleinere MP-variant. Met betrekking tot de vorm van de MP's, hebben meerdere studies

aangetoond dat met name vezels in het slib terecht komen (tussen 63 en >80%). Synthetische vezels zijn zelfs voorgesteld als indicator voor accumulatie van MP's in de bodem door slib gebruik in de landbouw (Zubris and Richards, 2005).

Verder beschreven de studies uitgevoerd door zowel Carr. et al. (2016) en Murphy et al. (2016) dat slib gegenereerd door de drijfslagverwijdering de hoogste hoeveelheden MP's bevatte (4.000–7.000 / kg NG), wat ongeveer 5–10 keer hoger was dan dat in het zand en grind, en in de organische fractie van het primair slib. Dit benadrukt dat drijfslagverwijdering in de voorbezinking een zeer efficiënte verwijderingsmethode is voor MP's. Lares et al. (2018) hebben aangetoond dat de MP-concentratie in vergist slib ongeveer 5 keer hoger was dan die in actief slib en MBR-slib. Deze stijging kan niet alleen verklaard worden door de organische stof afbraak en daarmee een concentratie van MP's, aangezien deze zelden hoger dan 60% zal zijn. Waarom deze extreme stijging geobserveerd werd, en het gedrag van MP's in de gisting en slib voorbehandeling in het algemeen, is tot op heden niet bekend en vraagt om meer onderzoek.

4. MATERIAAL, VORM, MASSA EN GROOTTE VAN DE MICROPLASTIC

MATERIAAL

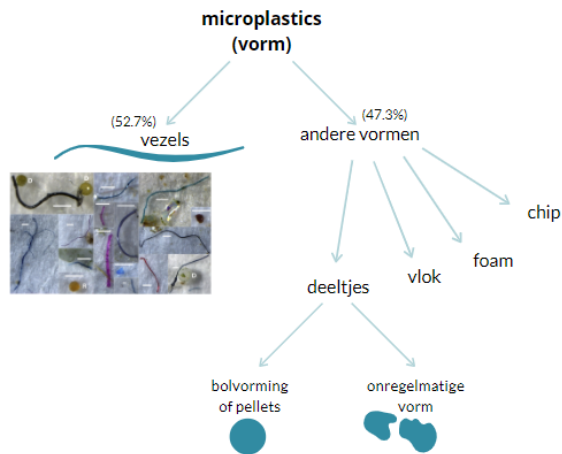
Tot dusver zijn er meer dan 30 soorten microplastic polymeren aangetroffen in het in- en effluent van RWZIs. De meest voorkomende polymeren zijn polyester (PES, ~28% –89%), polyethyleen (PE, ~4% –51%), polyethyleentereftalaat (PET, ~4% –35%) en polyamide (PA, ~3% –30%). Polymeren zoals acrylaat, alkyd, polypropyleen (PP), polystyreen (PS), polyurethaan (PU), PS acryl, polyvinylalcohol (PVAL) en polylactide (PLA) zijn ook waargenomen in het afvalwater, ongeveer 5% ~27%. De andere polymeren vertegenwoordigen slechts een beperkt deel van de totale hoeveelheid MP's in het afvalwater, meestal minder dan 5%, en in sommige monsters zelfs minder dan 1%. Volgens Sun et al. (2019) zou onderzoeksprioriteit aan de meest voorkomende polymeren kunnen worden gegeven, in plaats van alle type plastic deeltjes. Op basis van de informatie over de materiaalsamenstelling van veelvoorkomende MP's, lijkt een groot deel van deze MP's in afvalwater afkomstig te zijn van huishoudelijk gebruik van plastic houdende producten.

VORM

Vorm is een andere belangrijke indicator die wordt gebruikt voor de classificatie van MP's. De vorm van de microplastics kan niet alleen het verwijderingsrendement in de RWZI beïnvloeden, maar ook de interactie tussen MP's en andere contaminanten of micro-organismen die zich in het afvalwater bevinden. Op het gebied van vorm kunnen MP's grofweg worden onderverdeeld in **vezels** (aanzienlijk langer dan breed) en "**deeltjes**" (vergelijkbare breedte en lengte) Sommige onderzoekers verdelen de categorie "deeltjes" nog verder op in **onregelmatige vormen** en **bolvormige kralen** of **pellets**. Een paar studies omvatten verdere benamingen in de classificatie, zoals **vlok / film** (zeer dun deeltje), "**foam**" en **chip**. Vezels vormen het grootste aandeel in de waargenomen MP's in het afvalwater, met een gemiddeld percentage van 53% (figuur 10).

FIGUUR 10

MICROPLASTICS EN DE VERSCHILLENDE VORMEN WAARIN DEZE GECLASSIFICEERD KUNNEN WORDEN



Onregelmatige fragmenten zijn een andere veel voorkomende vorm van microplastics in het afvalwater (gemiddeld 29%). De onregelmatige fragmenten kunnen het gevolg zijn van geërodeerde plastic producten voor dagelijks gebruik. Of het kunnen microplastics zijn die afkomstig zijn van producten voor persoonlijke verzorging, zoals tandpasta. De MP's in de vorm van film (vlok), pellet en schuim (foam) werden ook aangetroffen in afvalwater met een gemiddelde hoeveelheid van ongeveer 10% of minder. De MP-film en het "foam", of schuim, konden afkomstig zijn van de erosie van plastic zakken en verpakkingsproducten, terwijl pellets voornamelijk primaire microplastics waren die aan persoonlijke verzorgingsproducten werden toegevoegd. (Sun et al., 2019)

De aanwezigheid van zoveel vezels in het afvalwater kan worden verklaard doordat er een grote hoeveelheid vezels vrijkomt in wasmachines. Dit is in overeenstemming met de grote hoeveelheid polymeren in het afvalwater door de productie (en het wassen) van synthetische kleding. Ook zou de grote hoeveelheid vezels in sommige monsters kunnen worden toegeschreven aan de moeilijkheid om synthetische vezels te onderscheiden van natuurlijke vezels (zie H3 'Huidige stand der meettechnieken'). Sommige studies nemen natuurlijke vezels ook mee tijdens hun kwantificering. Deze groep (natuurlijke vezels), zoals katoen en linnen, kunnen wel meer dan de helft van de vezels in sommige afvalwatermonsters uitmaken (Talvitie et al., 2016). Dit benadrukt het belang van effectieve meettechnieken, vooral meettechnieken die natuurlijke en synthetische vezels duidelijk kunnen onderscheiden, en een standaardisering van het proces. (Sun et al., 2019).

GROOTTE

Momenteel zijn er twee veelgebruikte methoden voor de maat classificatie. Een daarvan is gebaseerd op de retentie van MP's op verschillende zeef maten. Zoals wordt vermeld in H3 'Huidige stand der meettechnieken', is de nauwkeurigheid van deze methode problematisch, vanwege de onregelmatige vormen die MP's kunnen hebben. Een andere methode om de grootte te classificeren is met het gebruik van microscopische beeldvormingstechnieken. Het beschrijven van de grootte van microplastics met slechts één waarde kan echter een slecht beeld geven; opnieuw vanwege de onregelmatige vorm. Daarom wordt er in Filella (2015) voorgesteld om standaard parameters toe te passen die ook wel in de colloïd wetenschap worden gebruikt, zoals dichtheid, oppervlakte eigenschappen en vorm. Dit zou een genormaliseerde manier zijn om betrouwbare en vergelijkbare gegevens te verkrijgen over de werkelijke grootte die de MP deeltjes hebben.

Afmetingen van 25 µm, 100 µm en 500 µm zijn in voorgaande onderzoeken het meest gebruikt voor de classificatie van MP's. In het influent van de RWZI kunnen MP's groter dan 500 µm wel meer dan 70% van de totale hoeveelheid MP's bedragen. Terwijl in het effluent meer dan 90% van de MP's gemiddeld kleiner is dan 500 µm; in sommige monsters was zelfs grofweg 60% van de MP's kleiner dan 100 µm. De grootteverdeling van de MP's kan echter worden beïnvloed door de maaswijdte die wordt gebruikt voor het verzamelen van de monsters; een grote maaswijdte zal waarschijnlijk de meest kleine deeltjes missen. Een studie uit 2018 (Simon et al., 2018) toonde aan dat MP's <25 µm veel voorkwamen in het afvalwater. Dit is in overeenstemming met een studie die plaatsvond in de Atlantische Oceaan, waar MP's kleiner dan 40 µm goed waren voor 64% van de totale hoeveelheid gemeten MP's. Meer dan de helft hiervan was kleiner dan 20 µm. Om de verwijdering en routes van kleine MP's in zowel de RWZI als de aquatische omgeving beter te begrijpen, zal verder onderzoek nodig zijn. (Sun et al., 2019)

MASSA

Aan de massa van MP's in het afvalwater is in het verleden niet veel aandacht besteed. Simon et al. (2018) hebben echter wel de massa van MP's in het afvalwater gekwantificeerd, op basis van de grootte en dichtheid (polymeertype) van de MP's. Hier werd geconcludeerd dat polypropyleen deeltjes het meest bijdroegen aan de totale massa van de MP's in het afvalwater, terwijl deze niet het meest geteld werden wanneer aantal deeltjes werden bepaald; gebaseerd op aantal deeltjes was slechts 12% van de deeltjes polypropyleen, terwijl dan 27% acrylaat deeltjes waren. Gebaseerd op massa was 39% polypropyleen en 12% acrylaat. In het behandelde afvalwater was dit andersom: gebaseerd op aantal deeltjes vormden acrylaat en polypropyleen beiden 12% van het totale aantal deeltjes, terwijl gebaseerd op massa dit respectievelijk 34% en 19% bedroeg (Simon et al., 2018). Dit benadrukt het belang van het beschrijven van MP-concentraties op basis van zowel plastic massa als het aantal deeltjes. Aantal deeltjes is de parameter waar nu de meeste aandacht naartoe gaat. De methode die tijdens dit onderzoek is gebruikt, maakte het wel alleen mogelijk een ruwe schatting van de MP-massa te geven. Toekomstige studies zouden kunnen werken aan het vergroten van de nauwkeurigheid van de massa kwantificering, zoals met bijvoorbeeld thermo analytische technieken. Hoewel de thermo analytische technieken de MP monsters zullen vernietigen, kan de nauwkeurige bepaling van de MP-massa complementair zijn aan de gebruikelijke, deeltjes gerelateerde karakterisering. Dit zou het mogelijk maken om de omvang van MP-vervuiling beter te begrijpen. Tevens zou dit bijdragen aan de standaardisatie en vergelijkingsmogelijkheden.

3

HUIDIGE STAND DER MEETTECHNIEKEN

Zoals al eerder besproken binnen dit rapport brengt het meten van MP's grote uitdagingen met zich mee. Deze uitdagingen zijn zodanig dat er binnen dit onderzoek veel aandacht is besteed aan de verschillende bemonsterings- en meettechnieken omtrent MP's.

Omdat de analyse uitdagingen voor een deel afhankelijk zijn van de specifieke matrix waar de MP's zich in bevinden, zoals water, sediment, biota, lucht, aarde, bodem of ijs, beperkt dit hoofdstuk zich tot de meetmethodes die relevant zijn voor MP onderzoek binnen de RWZI, namelijk voor afvalwater en slib. Toch zijn er ook uitdagingen waar elk MP onderzoek, ongeacht de matrix, mee te kampen krijgt. Deze universele uitdagingen zullen worden besproken in paragraaf 3.1. De procedures en uitdagingen die het analyseren van MP's specifiek binnen de RWZI, met zich meebrengen zijn samengevat in paragraaf 3.2. Hiernaast is er ook aandacht besteed aan de kwaliteitscontrole die tijdens meetcampagnes een essentieel aspect zijn voor hoogwaardige meetresultaten (paragraaf 3.3).

Naast de meettechnieken en analyse zelf, is er nog een ander belangrijk obstakel waar elke MP onderzoeker mee te maken krijgt: het gebrek aan een overkoepelende standaard of een internationaal protocol. Een standaard monsternamen en meetprocedure is niet alleen van belang om de best beschikbare technologieën voor MP verwijdering te bepalen, maar ook om internationale onderzoeken en resultaten met elkaar te kunnen vergelijken. Met een geïmplementeerd standaard protocol kan de globale puzzel omtrent MP-verspreiding gezamenlijk ingevuld worden. Meerdere internationale partijen hebben opgeroepen tot standaardisering, maar tot nu toe nog zonder succes door gebrek aan centrale regie. Meer informatie over de huidige stand omtrent een protocol voor MP onderzoek wordt beschreven in paragraaf 3.4.

De informatie in dit hoofdstuk is gebaseerd op literatuur met aanvullingen vanuit workshops en presentaties uit de tweede globale MP conferentie (Global Water Research Coalition - GWRC), die plaatsvond in Parijs, Februari 2020.

3.1 HET ANALYSEREN VAN MP'S: UNIVERSELE UITDAGINGEN

Door hun kleine formaat vragen MP's om meer geavanceerde en een meer analytische benaderingen dan voor de analyse van macroplastics het geval is (Klein et al., 2018). Naast de grootte van de MP's zijn er nog meer uitdagingen waar binnen onderzoek, ongeacht het milieu, rekening mee gehouden moet worden:

ZELF-CONTAMINATIE

Zelf-contaminatie tijdens MP onderzoek is een veelvoorkomend probleem; dit kan voor een groot deel voorkomen worden door het onderzoek met zo min mogelijk plastic materialen uit te voeren, zie paragraaf 3.3.

ATMOSFERISCHE DEPOSITIE

Achtergrondruis van atmosferische depositie is een andere bron van contaminatie en dient te worden meegenomen in de analyses. Atmosferische depositie is het neerslaan van stof en andere luchtdeeltjes, waaronder MP's, waardoor deeltjes onbedoeld gemeten worden als monsterresultaat (Dris et al., 2016). Zie paragraaf 3.3 voor meer informatie over deze vorm van achtergrondruis.

VARIËTEIT AAN TYPE, VORM EN GROOTTE

MP's hebben een groot aantal mogelijke chemische samenstellingen. Er zijn inmiddels meer dan 8.000 plastic materialen op de markt volgens de plastic industrie database (CAMPUSplastics, 2018). MP's verschillen veelal van vorm, kleur, grootte en samenstelling. Dit maakt de detectie van alle aanwezige MP's in één monster lastig, omdat niet alle eigenschappen meegenomen kunnen worden in één analyse.

HETEROGENE VERSPREIDING

MP's zijn heterogeen verdeeld in hun omgeving, bijvoorbeeld door de verschillen in drijfvermogen. Hierdoor is het moeilijk om een representatief monster te nemen (Klein et al., 2018). Voor zee- en oppervlaktewater kan dit probleem deels worden vermeden door zeer grote volumes te bemonsteren. Binnen RWZI's is het lastig om representatief te bemonsteren (bijvoorbeeld debietsproportionele monsternamen apparatuur bestaat uit plastic onderdelen, een planktonnet verstopt snel en het is lastig te bepalen hoeveel water er gezeefd is door wisselend debiet). Wisselende debieten en wisselende samenstelling van het influent zorgt er ook voor dat de monsters altijd een momentopname weergeven, dus algemene conclusies trekken over verwijderingsrendementen is daardoor onnauwkeurig, zie paragraaf 3.3 'kwaliteitsanalyse'.

MATRIX SCHEIDEN

Het kan, afhankelijk van de compositie, uiterst lastig zijn om de MP van de matrix te scheiden. Zo kan een organische matrix, waarin MP's zijn ingevangen, de detectie onmogelijk maken. De organische matrix moet eerst geoxideerd worden, zonder de MP's aan te tasten. Verder is een dichtheidsscheiding alleen mogelijk als er voldoende dichtheidsverschil tussen de MP's en hun matrix is.

VARIËTEIT AAN MEETTECHNIEKEN EN PARAMETERS

Voor elke soort matrix zijn er bemonsterings- en meetmethoden beschikbaar, met elk met hun eigen sterke en zwakke punten. Een methode bijvoorbeeld geschikt zijn voor de analyse van een specifiek type plastic, maar ongeschikt voor een andere parameter als gewicht. Er is geen methode die zowel massa, als aantal deeltjes kan kwantificeren. Door dichtheidsverschillen is het totaal aantal deeltjes in een monster niet evenredig met de totale massa plastic in het monster. In feite is er geen enkele methode ter wereld bestaat die zowel de identiteit, massa en grootte kan bepalen van een MP deeltje. Dit bemoeilijkt de keuze van de meettechniek, zie meer over de verschillende meettechnieken in paragraaf 3.3.

KOSTEN EN TIJD

Het meten en analyseren van MP's is tijdrovend en daarom ook duur. De kosten van een analyse kan meer dan €500 per monster bedragen. Dit zou een belangrijke reden kunnen zijn waarom er in onderzoek vaak met maar met weinig monsters gewerkt wordt.

DETECTIELIMIET

De ondergrens van de MP's die geanalyseerd worden, wordt onder andere bepaald door de maaswijdte van de zeef die gebruikt wordt. Daardoor worden de kleinere deeltjes, zoals nanoplastics of kleinere MP's, niet meegenomen in de analyses. De detectielimiet van de meeste technieken is rond de 100 µm (Zhu et al., 2020), terwijl sommige technieken al een ondergrens van 1 tot 20 µm halen (zie paragraaf 3.2.3).

INTERPRETATIE BRONNEN

Bij de interpretatie van de resultaten is de bron van de MP's lastig te achterhalen, doordat primaire en secundaire deeltjes uit dezelfde bestanddelen zijn opgebouwd.

GEBREK AAN STANDAARDPROTOCOL

Zoals al eerder is genoemd, valt het gebrek aan een standaard protocol onder één van de grootste knelpunten binnen het MP onderzoek. Resultaten zijn op deze manier onvergelijkbaar met andere studies (paragraaf 3.4)

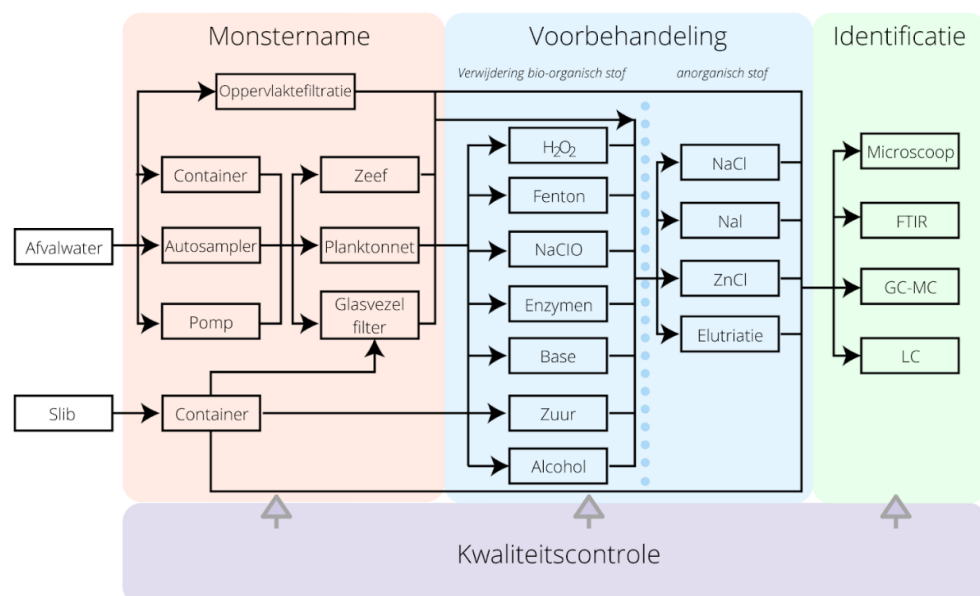
3.2 PROCEDURE VOOR HET ANALYSEREN VAN MP'S BINNEN DE RWZI

Zoals al eerder genoemd zijn er meerdere matrices waarin MP's zich in kunnen bevinden. Alhoewel de meettechnieken per matrix kunnen verschillen, kan de procedure voor alle methoden in grofweg drie stappen worden opgedeeld (figuur 11):

1. monstername,
2. voorbehandeling, en
3. identificatie/kwantificatie.

Afhankelijk van de karakteristieken van het monster, kunnen er binnen elke stap verschillende meettechnieken worden toegepast. MP onderzoek in de RWZI beperkt dit zich tot twee type monsters: MP's in de waterfase en MP's in de slibfractie, waar er vervolgens nog een onderscheid gemaakt kan worden tussen afvalwater met een hoge en een lage organische concentratie (influent versus effluent), waarbij de voorbehandeling intenser wordt naarmate de organische stof fractie stijgt. De drie stappen voor de analyse van MP's, worden hieronder verder toegelicht.

FIGUUR 11 DE VERSCHILLENDE STAPPEN WAAR MP CONCENTRATIES MEE ACHTERHAALD KUNNEN WORDEN, WELKE RELEVANT ZIJN VOOR ANALYSES BINNEN DE RWZI. FIGUUR AANGEPAST VANUIT SUN ET AL., 2019.



3.2.1 STAP 1. MONSTERNAME

In deze paragraaf worden de verschillende monsternamen technieken en opties beschreven voor zowel de slib- als waterlijn (tabel 5).

TABEL 5 EEN OVERZICHT VAN MP MONSTERNAME IN DE WATER- EN SLIBLIJN VAN DE RWZI

Stap 1. Monsternamen	
Monsternamen	Tijdens de monsternamen worden monsters uit de slib- of waterlijn verzameld, waarbij watermonsters direct gefiltreerd worden. De monsternamen kan hierom worden opgedeeld in monsternamen en filtratie
Benaming literatuur	Monsternamen wordt in literatuur ook wel "sampling" of "collection" genoemd
Opties monsternamen	Container, autosampler, pomp
Opties filtratie, direct na monsternamen	Stalen zeef, plankton net, glasvezel, oppervlakte filtratie

Waterlijn

MP's in afvalwater kunnen op verschillende wijze bemonsterd worden (figuur 11), waaronder met een container, een autosampler, een pomp of via oppervlaktefiltratie. Het bemonsteren via een container of autosampler wordt als makkelijker en gebruiksvriendelijker ervaren dan met de andere methoden; beperkend is hier echter wel dat het volume wat per keer verzameld kan worden niet meer dan enkele liters zal zijn (Sun et al., 2019). Daarnaast bestaat een autosampler vaak uit plastic onderdelen die zelf microplastics kunnen afgeven. Nadat het afvalwatermonster verzameld is, is het gebruikelijk om deze te filteren om de MP's te concentreren, dit kan bijvoorbeeld met een glasvezelfilter of een stalen zeef. Deze stap brengt wel enkele potentiële onnauwkeurigheden met zich mee, namelijk:

- De maaswijdte/porie grootte binnen deze filter stap heeft een grote invloed op de hoeveelheid MP's die uiteindelijk verzameld en geanalyseerd wordt. De maaswijdte/poriegrootte is echter tot op heden niet gestandaardiseerd, terwijl deze kunnen variëren van 1 tot 500 µm. Hierdoor is het vergelijken van resultaten lastig.
- Verder kunnen MP's die klein genoeg zijn om de filter/zeef te passeren, toch tegengehouden worden door hun onregelmatige vorm, wat een overschatting van deeltjes met een bepaalde ondergrens kan geven. Andersom kunnen grotere, maar langwerpige MP's, zoals plastic vezels, in de lengte door filters met een kleine maaswijdte heen glippen, wat juist een onderschatting van het aantal deeltjes kan veroorzaken.

Een alternatieve manier om MP's van water te scheiden is door dit in situ met netten te doen, zoals plankton netten die achter een boot worden aangesleept. Deze methode wordt vaak gebruikt voor oppervlaktewater en in marien onderzoek, maar wordt voor MP bemonstering binnen de RWZI zelden toegepast (Sun et al., 2019). Ook hier geldt dat de maaswijdte van de netten, het gebrek aan standaard protocol en de onregelmatige vorm van MP's, soortgelijke onnauwkeurigheden met zich meebrengen (Klein et al., 2018).

Sliblijn

In de RWZI heeft het slib een zeer hoge fractie organische droge stof. Daarom wordt directe filtratie vóór de voorbehandelingsstap (stap 2) zelden ingezet voor deze fractie. Bij de monsternamen van slib is het gebruikelijk om 5 tot 20 gram in een glazen container te verzamelen en deze direct in de koelkast en in het donker op te slaan (Sun et al., 2019). Er worden vervolgens geen verdere stappen ondernomen totdat het monster naar het laboratorium is verplaatst voor de voorbehandeling.

3.2.2 STAP 2. VOORBEHANDELING

In deze subsectie worden de verschillende voorbehandelingstechnieken en opties beschreven voor zowel de slib- als waterlijn (tabel 6).

TABEL 6 EEN OVERZICHT VAN DE MONSTERVOORBEHANDELING VOOR DE WATER- EN SLIBLIJN VAN DE RWZI

Stap 2. Voorbehandeling	
Voorbehandeling	Tijdens de voorbehandeling worden organische en/of anorganische bestanddelen van het monster gescheiden, zodat de MPs tijdens de identificatiestap (stap 3) visueel goed te identificeren zijn. De voorbehandeling kan worden opgedeeld in verwijdering van organische en anorganische substantie
Benaming literatuur	Voorbehandeling wordt in literatuur ook wel "pretreatment", "extraction" of "purification" genoemd
Opties verwijdering organische stof	Wet peroxidation (H_2O_2 , NaClO of Fenton), enzyme, base, zuur of alcohol
Opties verwijdering anorganische stof	Dichtheidsscheiding (NaCl, NaI, elatruatie)

In de voorbehandelingsstap worden de organische en anorganische stoffen zo goed mogelijk gescheiden van de MP's. Deze stap is belangrijk voor de monsters uit de RWZI, omdat beide gehalten hoog zijn. Als de MP's bedekt zijn met neerslagen, vetten of biofilms, zal de visuele detectie van de MP's belemmerd worden, maar ook de *chemische* (stap 3B) en *fysische* (stap 3A) identificatie (Sun et al., 2019). Andersom, wanneer er veel andere deeltjes in het monster aanwezig zijn, kan juist een overschatting van het aantal deeltjes plaatsvinden door foutieve identificatie. Een voorbeeld hiervan is zijde, wat in een microscopisch beeld erg op een plastic vezel lijkt.

STAP 2. ORGANISCHE VERWIJDERING

Binnen de RWZI kunnen monsters op basis van de fractie van organisch materiaal in grofweg vier groepen worden verdeeld:

- A. Ongezuiverd afvalwater vóór de voorbezinkingstank,
- B. Ongezuiverd afvalwater ná de voorbezinkingstank
- C. Primair en actief slib
- D. Effluent

Hierbij heeft groep (C) het meeste organische materiaal, gevolgd door groep (A) en (B). Groep (D) heeft het minste organische materiaal. Hoe meer organisch materiaal, hoe groter de uitdaging om de MP's af te scheiden uit het monster. Voor het effluent en het afvalwater ná voorbezinking, is de voorbehandeling dus een stuk eenvoudiger dan die voor het influent of slib (Laan, 2019). In alle gevallen zal er een voorbehandeling moeten plaatsvinden om eventuele biofilms van de plastic deeltjes te verwijderen.

Waterlijn

Om het organisch materiaal te verwijderen is het gebruikelijk om 'wet peroxidation' (WPO) in te zetten. Bij deze methode worden chemicaliën als H_2O_2 , NaClO of hydroxyl radicalen (Fenton) gebruikt om het organisch materiaal te oxideren (Klein et al., 2018). WPO wordt buiten RWZI's ook ingezet voor de extractie van MP's uit sediment, biota, oppervlakte- of zeewater (Sun et al., 2019). Een voordeel van WPO is dat het gros van de MP's onbeschadigd blijven, met als uitzondering een kleine verandering in de grootte van polyethyleen en polypropyleen deeltjes (Klein et al., 2018). Andere methoden waarmee organisch materiaal verwijderd kan worden is met enzymen, base, zuur of alcohol (Sun et al., 2019) (figuur 11).

Sliblijn

Bij slibmonsters, of andere monsters met een hoge organische concentratie als sediment, is het gebruikelijk om als eerste stap direct een dichtheidsscheiding toe te passen om de

anorganische (zand en klei) fractie te verwijderen (zie hieronder: “Stap 2: anorganische verwijdering”). Na dichtheidsscheiding zal het monster behandeld worden als een waterlijn monster. Na de eerste dichtheidsscheiding wordt het monster gefiltreerd of gezeefd, hierna wordt het organisch materiaal verwijderd met WPO, waarna er een tweede dichtheidsscheiding gedaan kan worden (figuur 11).

STAP 2. ANORGANISCHE VERWIJDERING

Dichtheidsscheiding

Een gebruikelijke methode voor het scheiden van MP's van anorganisch materiaal, zoals bijvoorbeeld zand of klei, is een dichtheidsscheiding (Klein et al., 2018). Dit wordt gedaan met behulp van een oplossing met een specifieke dichtheid. Bij MP monsters zullen de lichtere MP's gaan drijven, terwijl de dichtere vaste (anorganische) stoffen naar de bodem zinken (Klein et al., 2018). Bij MP extractie wordt vaak een verzadigde NaCl oplossing gebruikt met een dichtheid van 1,2 kg/l (Mai et al., 2018). Kosten en toxiciteit van NaCl-oplossingen liggen lager dan die van andere oplossingen (Leslie et al., 2017). Een nadeel is wel dat MP's met een hogere dichtheid, zoals polyvinyl chloride (PVC) (dichtheid: 1,14-1,56 kg/l) en polyethyleen terephthalate (PET) (dichtheid: 1,32-1,41 kg/l) in een NaCl-oplossing met het anorganische materiaal zullen bezinken. Dit kan leiden tot een onderschatting van het totaal aantal MP's (Sun et al., 2019). Een mogelijk duurder en minder duurzaam (toxisch) alternatief, is om dichtere oplossingen te gebruiken, als NaI (dichtheid: 1,6-1,8 kg/l) of $ZnCl_2$ (dichtheid: 1,5-1,7 kg/l) (Sun et al., 2019). Wanneer MP's bedekt zijn met biofilms, of additieven aan de MP's zijn gehecht, kan de dichtheid van de MP's hoger zijn, wat de scheiding lastiger maakt. Ook dan kan scheiding met een vloeistof met hogere dichtheid uitkomst bieden (Mai et al., 2018).

3.2.3 STAP 3. IDENTIFICATIE EN KWANTIFICATIE

TABEL 7 EEN OVERZICHT VAN MP IDENTIFICATIE EN KWANTIFICATIE IN DE WATER- EN SLIBLIJN VAN DE RWZI

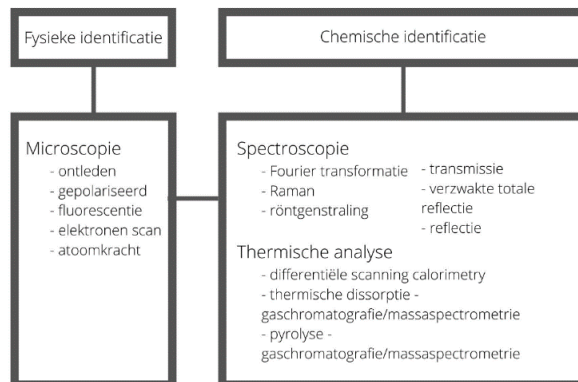
Stap 3. Identificatie en kwantificering	
Voorbehandeling	Het identificeren en kwantificeren van MP deeltjes in het monster op basis van parameters als: grootte, massa, polymeer type, totaal aantal deeltjes en aantal deeltjes per polymeer type. Let wel dat in één analyse met één meettechniek, niet alle parameters bepaald kunnen worden en elkaar ook kunnen uitsluiten. De meettechniek voor identificatie en kwantificering is daarom niet alleen afhankelijk van de matrix, maar ook van de onderzoeksvraag. Er kan een onderscheid gemaakt worden tussen fysieke en chemische identificatie.
Benaming literatuur	Identificatie wordt in de literatuur ook wel “characterisation” genoemd
Opties fysieke identificatie (stap 3A)	Blote oog en microscopie
Opties chemische identificatie (stap 3B)	Chemische kwantificering kan worden onderverdeeld in destructieve en non-destructieve methoden. Destructieve methoden zijn bijvoorbeeld gaschromatografie gekoppeld aan massa spectrometrie (GC-MS), waaronder pyrolyse GC-MS en thermische extractie desorptie GC-MS, en liquid chromatografie (LC). Non-destructieve methoden zijn FTIR en Raman spectroscopy

ONDERVERDELING

Bij identificatie kunnen we een onderscheid maken tussen fysieke en chemische identificatie. Deze onderverdeling hoeft elkaar niet uit te sluiten en kunnen elkaar opvolgen. Een voorbeeld hiervan is de combinatie (stereo)microscopie (fysiek) + μ -FTIR (chemisch). Chemische identificatie kan weer onderverdeeld worden in non-destructieve en destructieve methoden. Een andere onderverdeling voor de chemische karakterisatie is (1) spectroscopie, (2) transmissie en (3) thermische analyse, zoals ook te zien is in figuur 12. De identificatie technieken die in deze sectie beschreven worden, beperken zich tot methoden die relevant zijn voor analyses binnen de RWZI (figuur 12).

FIGUUR 12

IDENTIFICATIE METHODEN VOOR MP ANALYSES. FIGUUR Aangepast vanuit Shim et al., 2017



STAP 3A. FYSIEKE IDENTIFICATIE

Kan gebruikt worden voor de identificatie van: vorm, het totaal aantal deeltjes, voorkomende polymeer typen **Technieken:** blote oog en microscopie

Na monsternamen (stap 1) en voorbehandeling (stap 2) kunnen de MP's met verschillende technieken gesorteerd en geïdentificeerd worden. Grotere deeltjes, kunnen met het blote oog worden geïdentificeerd, terwijl dit voor kleinere microplastics met microscopie zal moeten gebeuren, zoals met de stereomicroscopie of scanning-elektronenmicroscopie (SEM). Tevens kunnen deeltjes geteld worden met een deeltjes teller (particle counter). Deze methode is niet selectief voor MP's waardoor alle aanwezige deeltjes in het monster worden geteld. In de tekst box van Müller et al., 2020 (paragraaf 3.2.4), kwam deeltjes telling als zeer onbetrouwbaar naar voren en zal hier dan ook niet verder beschreven worden.

(STEREO)MICROSCOPIE

Voor fysieke karakterisering wordt de stereomicroscopie het meest gebruikt. Het is met deze methode mogelijk om de grootte, morfologie en het aantal microplastic deeltjes te bepalen. Deze vorm van identificatie is relatief eenvoudig, maar brengt ook de volgende beperkingen en onnauwkeurigheden met zich mee:

- De vergroting die gebruikt wordt bij microscopie bepaalt het resultaat. Wanneer er een hogere vergroting gebruikt wordt, worden er meer en kleinere deeltjes gevonden. Met afnemende deeltjesgrootte zal dan ook de foutmarge toenemen.
- Het is een relatief tijdrovende techniek.
- Deeltjes kleiner dan ca. 1 μm zijn met microscopie vrijwel niet waar te nemen (Mai et al., 2018).
- Het monster dat bekeken wordt onder de microscoop, kan heterogeen zijn verdeeld, waardoor een niet representatief aantal deeltjes wordt geteld. Daarnaast kunnen deeltjes dubbel worden geteld of juist worden gemist vanwege de grote hoeveelheid MP's (Mai et al., 2018).
- Zelfs met exact hetzelfde monster, kunnen twee onderzoekers op andere resultaten uitkomen: iedereen kijkt namelijk anders. Dit wordt ook wel het 'analisten effect' genoemd.
- Het kan met een microscoop moeilijk zijn om onderscheid te maken tussen synthetische en natuurlijke vezels, zoals synthetische, zijden of katoenen textielvezels (Mai et al., 2018).
- Wanneer deeltjes dezelfde kleur hebben als de achtergrond kunnen deze ook over het hoofd worden gezien (Mai et al., 2018).

Enkele maatregelen die zijn ontwikkeld om de onnauwkeurigheden en beperkingen van microscopisch MP-onderzoek te verminderen zijn hieronder opgesomd. Hierbij moet wel

benoemd worden dat, zelfs met de verbeteringen, er geen onderscheid gemaakt kan worden tussen polymeer typen en deze handmatige techniek tijdrovend blijft.

- Om synthetische vezels en biologische vezels beter van elkaar te onderscheiden, zijn er een aantal criteria ontwikkeld. Zo moeten synthetische vezels over hun hele lengte even dik zijn, mogen ze niet helemaal recht zijn aangezien dit wijst op een biologische oorsprong en mogen er geen cellulaire of organische structuren zichtbaar zijn. Vezels die lastig te onderscheiden zijn, zoals groene en transparante vezels, moeten individueel met een grotere vergroting bekeken worden om hun aard te bevestigen. Ook kan door verhitting onderscheid gemaakt worden tussen niet-synthetische vezels: kunststoffen smelten namelijk door hitte, terwijl niet-synthetische vezels dat niet zouden doen.
- Om de telling te vergemakkelijken kunnen gerasterde petrischalen met genummerde roosters gebruikt worden.
- Om de telling te controleren kan er een vervolgstap gemaakt worden door ná (stereo)microscopie een chemische identificatie toe te passen, zoals bijvoorbeeld μ -FTIR of Raman, welke verder worden toegelicht onder 'chemische identificatie'. Naast controle geeft dit ook de mogelijkheid om meer parameters te achterhalen, zoals chemische compositie, oftewel polymeer type.

STAP 3B. CHEMISCHE IDENTIFICATIE

Chemische karakterisering van microplastics kan de nauwkeurigheid van de telling verbeteren en de samenstelling, ofwel polymeer type, van MP's bepalen. Met de chemische identificatie wordt een mogelijke overschatting door telling van 'foute' deeltjes, die niet bestaan uit synthetische polymeren (false-positives), vermeden.

Binnen de chemische karakterisering valt er een onderscheid te maken tussen *non-destructief* en *destructief*. Destructieve technieken zijn bijvoorbeeld 'gas chromatografie gekoppeld met massa spectrometrie (GC-MS), waaronder pyrolyse-GC-MS en thermische extractie desorptie-GC-MS vallen, en vloeistof chromatografie (LC). Niet-destructieve methoden zijn μ -FTIR en Raman spectroscopie.

De verschillende manieren van identificatie van MP's leidt tot resultaten uitgedrukt in verschillende eenheden. Hierdoor kunnen resultaten uit verschillende onderzoeken slecht met elkaar vergeleken worden. Hieronder volgt een opsomming en uitleg van de meest voorkomende methoden, de aanpak en hun voor- en nadelen.

Fourier Transformatie Infrarood spectrometrie μ -FTIR (Fourier Transform Infrared spectrometry) is een niet-destructieve methode en de meest gebruikte methode bij het analyseren van MP's binnen RWZI's. Er wordt bij deze methode voornamelijk naar de grootte en vorm van de deeltjes gekeken, terwijl de spectroscopie informatie geeft over het type polymeer. De massa van de polymeren kan met μ -FTIR echter niet achterhaald worden. (Global Water Research Coalition - GWRC, 2020)

Deze techniek maakt gebruik van infrarood straling. Het spectrum dat wordt verkregen geeft karakteristieke pieken weer die overeenkomen met specifieke chemische verbindingen tussen atomen. Het verkregen spectrum kan worden gebruikt om de MP's te identificeren door deze te vergelijken met een 'referentiespectra-database'. Het is daarom van belang een database te creëren van MP's afkomstig uit verschillende bronnen, waaronder RWZIs. Met een grotere database wordt een vergelijking met monsters uit andere milieus beter mogelijk. Traditionele μ -FTIR-analyse is arbeidsintensief, aangezien microplastics eerst onder de lichtmicroscopie moeten worden geselecteerd en vervolgens pas kunnen worden geanalyseerd op de spectra en dit per MP deeltje afzonderlijk gebeurd. Hiernaast is de methode is enkel geschikt voor deeltjes boven de 20 μ m (Sun et al., 2019).

RAMAN

Raman-microspectroscopie is een volgende veelvoorkomende methode. Deze methode is, net zoals μ -FTIR, een niet-destructieve chemische analyse techniek, waarbij deeltjes groter dan $1\ \mu\text{m}$ geanalyseerd kunnen worden. Ook deze methode kijkt naar de grootte, vorm en geeft informatie over het polymeer type. Deze methode is echter zeer tijdrovend, en geeft geen informatie over het gewicht van de polymeren.

Raman-microspectroscopie is een vibratiespectroscopie techniek gebaseerd op niet-elastische verstrooiing van licht. Het trillingsspectrum (moleculaire trillingen) wordt bepaald door de bindingen in het polymeer en is karakteristiek voor verschillende polymeren in plastics. In vergelijking met μ -FTIR hebben Raman-technieken een betere ruimtelijke resolutie (tot $1\ \mu\text{m}$). Raman-microspectroscopie heeft ook een hogere gevoeligheid voor niet-polaire functionele groepen en is niet gevoelig voor versturende signalen van water en CO_2 . Raman-spectroscopie is echter gevoeliger voor fluorescentie-interferentie door microbiologische, organische of anorganische elementen in het monster, en zijn de voorbereidingsstappen dus zeer belangrijk bij deze techniek (Sun et al., 2019).

VERGELIJKING RAMAN EN μ -FTIR

Raman en μ -FTIR zijn twee veelvoorkomende analyse methoden, waarin μ -FTIR vaker toegepast wordt. Beide methoden zijn betrouwbaar en accuraat in het identificeren van microplastics. Een nadeel van μ -FTIR en Raman is dat het lastig is om hele kleine deeltjes te identificeren: omdat het materiaal aan de buitenkant van MP's vaak verweerd is, is het lastig om een betrouwbaar spectrum te krijgen. De deeltjesgrootte die bepaald kan worden met de twee methoden is verschillend: μ -FTIR metingen zijn beperkt voor deeltjes groter dan $20\ \mu\text{m}$, terwijl Raman-instrumenten deeltjes kunnen meten die één tot twee orde grootte kleiner zijn.

Een nadeel voor beide methoden is dat er bepaalde kleurstoffen zijn die voor fluorescentie zorgen en daarmee een eigen spectrum veroorzaken. Het spectrum van het polymeer moet dan van het spectrum van de kleurstof gescheiden worden. Ditzelfde probleem kan zich voordoen door (microbiële) vervuiling, geadsorbeerde stoffen en gekleurde kunststoffen, welke de reflectie of excitatie van polymeermoleculen kunnen verstoren. Hierdoor kan een verkeerde identificatie van de deeltjes ontstaan (Sun et al., 2019).

GC/MS + LC/MS

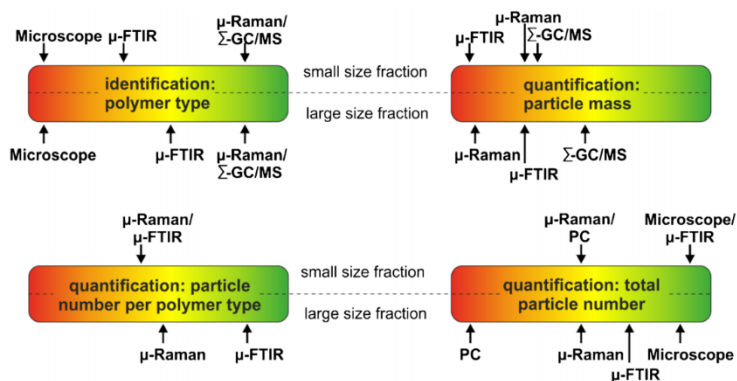
Gebruikte destructieve meettechnieken zijn Pyr-GC/MS - TED-GC/MS (Gas chromatografie - massa spectrometrie) en LC-MS (liquid chromatografie - massa spectrometrie). Hierbij worden de monsters thermische ontleed en geanalyseerd met GC/MS of met LC/MS. In tegenstelling tot de niet-destructieve methoden zijn deze analytische methoden zeer snel en worden voornamelijk het polymeer type en de massa van de MP deeltjes bepaald. Doordat de methode destructief is, geeft het geen informatie over het aantal en de grootte van de deeltjes, wat bij niet-destructieve methoden wel het geval is. Deze methode is daarentegen wel uiterst geschikt voor zeer kleine deeltjes (μm s).

3.2.4 EEN VERGELIJKINGSSTUDIE

In November 2019 heeft Müller et al. stappen gezet om op internationale wijze de nauwkeurigheid van verschillende MP-meettechnieken te beoordelen. Deze waardevolle vergelijkingsstudie is in tabel 8 samengevat.

TABEL 8 SAMENVATTING VAN EEN VERGELIJKINGSSTUDIE VAN MÜLLER ET AL., 2020: "MICROPLASTIC-ANALYSE: METEN WE OP DEZELFDE WIJZE? RESULTATEN VAN DE EERSTE GLOBALE VERGELIJKINGSSTUDIE VOOR MICROPLASTIC-ANALYSE IN EEN WATERMONSTER"

- Een standaard oplossing van MP-deeltjes (8-140 μm) is naar verschillende laboratoria over de wereld gestuurd, namelijk: 17 laboratoria in 8 landen.
- De methoden die voor de analyse zijn ingezet waren:
 - Raman
 - $\mu\text{-FTIR}$
 - thermo-extractie en desorptie
 - pyrolyse in combinatie met gas chromatografie met massa spectrometrie
 - scanning elektronen microscopie en
 - deeltjesteller
- Met deze methoden zijn de volgende karakteristieken van het standaard monster achterhaald:
 - polymeer type
 - totaal aantal deeltjes
 - massa
 - aantal deeltjes met een bepaalde massa of aantal deeltjes van een specifiek type
- Resultaten zijn samengevat in onderstaande figuur uit deze publicatie:



- Voor het bepalen van het **polymeer type**, waren $\mu\text{-Raman}$ en $\Sigma\text{-GC/MS}$ het beste.
- De **massa van de geïdentificeerde polymeer types** kon het best bepaald worden met $\Sigma\text{-GC/MS}$. Hoewel deze methode geen nauwkeurig resultaat opleverde, scoorden de andere methoden slechter op de identificatie van massa.
- Het **aantal deeltjes van de geïdentificeerde polymeer types** was succesvol bepaald met $\mu\text{-FTIR}$.
- Het **totaal aantal deeltjes** werd het best bepaald met microscopie in combinatie met $\mu\text{-FTIR}$, gevolgd door alleen microscopie en alleen $\mu\text{-FTIR}$.
- Hier moet wel bij genoemd worden dat afwijkingen door de voorbehandelingsmethoden die door de laboratoria gebruikt zijn in dit onderzoek niet zijn meegenomen.
- Opmerkelijk is de grote variatie tussen en binnen de methoden. Dit kan komen door de individuele interpretaties of door de verschillen in (voor)behandelingsprotocollen, en dan met name de verwerking of meenemen van blanco monsters in de resultaten.
- De beste methode hangt af van de onderzoeksvraag die met de analyse beantwoord moet worden.
- Dit onderzoek benadrukt de behoefte aan een standaardprotocol, zowel internationaal als binnen individuele laboratoria om verschillende onderzoeksresultaten met elkaar te kunnen vergelijken en voorbehandelingsstappen synchroon te trekken.

3.3 KWALITEITSCONTROLE

Alhoewel er binnen dit onderzoek “lotgevallen microplastics in de RWZI” een methode is toegepast waarbij zo min mogelijk contaminatie kon plaatsvinden, is het belangrijk dat men zich bewust is van alle uitdagingen en beperkingen die het meten van MP's met zich meebrengt (zie ook (Koelmans et al., 2019)). Hieronder valt ook contaminatie binnen het eigen onderzoek: een probleem binnen al het wereldwijde onderzoek naar MPs en dat de kwaliteit van het microplastics onderzoek zeer kan verslechteren.

Het blijkt uit onderzoek (Hermsen et al., 2017) dat contaminatie door de onderzoeker zelf van grote invloed kan zijn op de resultaten. Dit is niet verrassend, aangezien microplastics overal aanwezig zijn - van lucht tot kleding tot materiaal. Om deze vervuiling tegen te gaan kan de onderzoeker enkele maatregelen nemen. Denk hierbij aan:

- Het vermijden van plastic gebruiksartikelen in het laboratorium, of voor de monstername
- Het gebruiken van microplastic vrij, ultra-puur water
- Het gebruik maken van gereedschap gemaakt van glas en roestvrij staal
- Het 'voor-filtreren' van chemicaliën
- Het dragen van een katoenen laboratoriumjas
- Het vermijden van synthetische kleding (ook tijdens bemonstering)
- Het nemen van een blanco monster die men exact hetzelfde behandelt als andere monsters
- Het wassen van de monstername flessen

Om het belang hiervan nogmaals te benadrukken, kan gekeken worden naar het onderzoek van Scopetani et al. 2020. Hier hebben onderzoekers in rode katoenen overalls sneeuw, ijs en sediment bemonstert om te kijken of hun kleding invloed had op de resultaten in de analyse. Alle gevonden vezels kwamen uit hun eigen overalls, de onderzoekers suggereerden hierdoor dat de hoeveelheid MP's hierdoor mogelijk is overschat in voorgaand onderzoek als zelf-contaminatie niet wordt voorkomen.

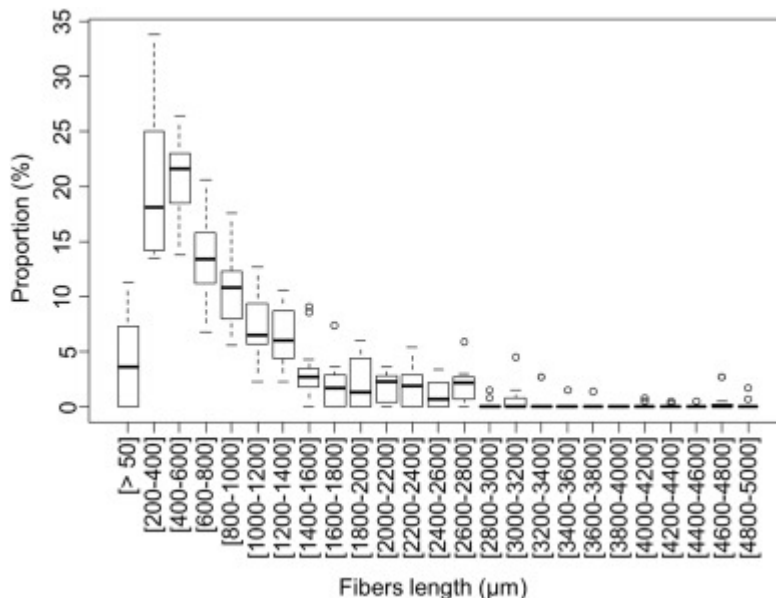
Andere uitdagingen binnen de *kwaliteitscontrole* waar goed op gelet moet worden (Sun et al., 2019):

Atmosferische depositie: Tijdens de monstername en voorbehandeling kunnen monsters worden verontreinigd door MP's vanuit atmosferische neerslag. Het zijn voornamelijk vezels die zich door de atmosfeer bewegen en via de wind in het wateroppervlak terecht komen. In Dris et al., 2015 is een jaar lang de atmosferische depositie (AF) gemeten. Hier kwam uit dat het om een concentratie tussen de 2 en 355 deeltjes/m²/dag gaat, met een gemiddelde van 110 deeltjes/m²/dag (STD = 96). Er is een grote jaarlijkse variatie en in een stedelijke omgeving zijn de concentraties aanzienlijk hoger dan in een meer rurale omgeving. Bij atmosferische depositie gaat het vooral om de kleinere vezels, grotere vezels in AF zijn zeldzaam (figuur 13).

In figuur 14 is af te lezen dat op dagen waar het minder dan 0,2 mm regent (zwarte balken), er tussen de 2 en 34 deeltjes/m²/dag gemeten werden (blauwe balken). Op dagen dat het tussen de 2 en 5 mm regent, varieerde de MP concentraties tussen 11 en 355 deeltjes/m²/dag. Om de invloed van AF op analyses te beperken, heeft het de voorkeur om te bemonsteren op dagen met minder dan 0,2 mm regen. Er is uit het onderzoek van Dris et al. (2015) geen duidelijke correlatie naar voren gekomen tussen de hoeveelheid regen en de hoeveelheid MP's. Er wordt daarom in dit onderzoek benadrukt dat regen niet de enige factor is die invloed heeft op de AF; welke dit zijn, en in welke mate deze bijdragen aan AF zal nog onderzocht moeten worden. In het algemeen wordt wel geconcludeerd dat AF niet standaard verwaarloosbaar is.

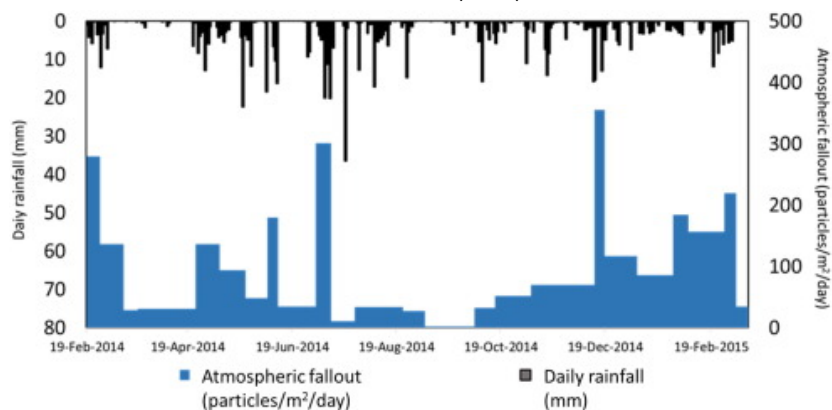
FIGUUR 13

VERHOUDING VAN VEZELS OP BASIS VAN GROOTTE. FIGUUR UIT DRIS ET AL., 2015



FIGUUR 14

DE INVLOED VAN REGENVAL OP ATMOSFERISCHE DEPOSITIE. FIGUUR UIT DRIS ET AL., 2015. LET OP: DE DAGELIJKSE REGENVAL IN MM (1E Y-AS) LOOPT VAN BOVEN NAAR BENEDEN, DE ATMOSFERISCHE FALL OUT (2E Y-AS) LOOPT VAN BENEDEN NAAR BOVEN



Omgang met blanco monsters: Er kan een blanco monster worden gebruikt parallel aan experimentele monsters om mogelijke plasticverontreiniging tijdens het behandelen van de monsters te bepalen.

24-uurs monster: om representatieve monsters te nemen, kan met het monstervolume vergroten en debiet-proportionele 24-uurs monsters nemen. Hier moet bij opgemerkt worden dat monsternamekasten vaak vol plastic zitten en dat hier een zeer goede blanco bepaling nodig is, om de plasticafgifte van de monsternamekast mee te nemen in het onderzoek.

Verlies: Er kan een potentieel verlies van MPs optreden tijdens de behandeling van het monster. Bijvoorbeeld bij uitschenken, kunnen preferent drijvende MPs meegenomen worden, terwijl bij het pipetteren deze deeltjes juist worden gemist.

Debiet: bij de interpretatie van resultaten, moeten fluctuaties in het influent debiet meegenomen worden.

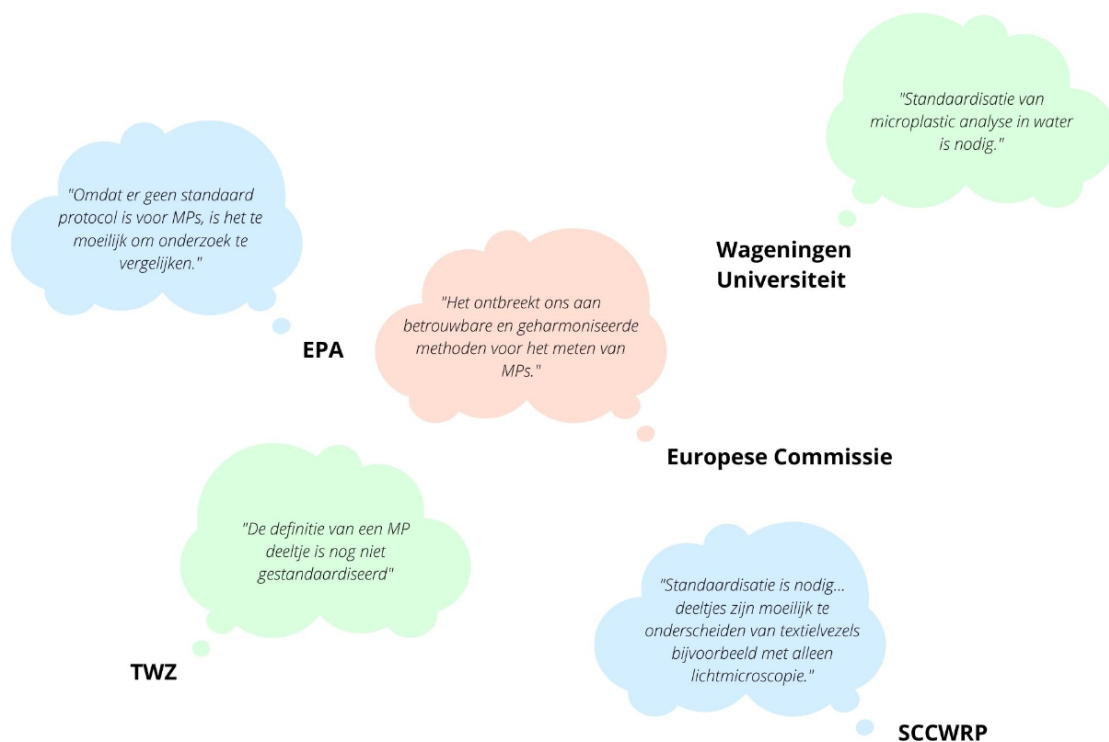
3.4 EEN INTERNATIONAAL MEETPROTOCOL

De fluctuerende kwaliteit van de onderzoeken en met name de onvergelykbaarheid van de resultaten van verschillende MP onderzoeken, komt veelal omdat er op dit moment geen standaard protocollen beschikbaar zijn voor de bepaling van MPs. Hierdoor is het lastig om goed-beargumenteerde beslissingen te nemen over de monsternamen en materiaalkeuze. Wanneer er een protocol zou bestaan, kunnen onderzoekers betrouwbaarder meten en kunnen tenminste onderzoeksresultaten internationaal worden vergeleken. Dit wordt ook benadrukt door o.a. de World Health Organization (WHO), wiens uitspraken suggereren dat vele onderzoeken over microplastics geen reëel beeld schetsen van de daadwerkelijke hoeveelheid microplastics in de wereld (WHO, 2019).

Een standaard protocol voor bemonstering ten behoeve van MP onderzoek kan bemonsteringsfouten minimaliseren en kwaliteit maximaliseren. Bij het ontwerpen van bemonsteringsprotocollen voor MP's, moet er rekening gehouden worden met alle aspecten van de MPs, zoals dichtheid, kleur, samenstelling en geometrie van de deeltjes. (Mai et al., 2018). Er zijn er vanuit meerdere internationale organisaties oproepen gedaan om nauwkeurige en verbeterde meettechnieken voor MP's bepaling te gebruiken. Enkele recente voorbeelden van zijn hieronder opgesomd en weergegeven in Figuur 15.

- EPA (Global Water Research Coalition - GWRC, 2020)
- TWZ (Global Water Research Coalition - GWRC, 2020)
- Wageningen University (Koelmans et al., 2019)
- Leiden University (Besley et al., 2017)
- TU Delft & Vrije Universiteit Amsterdam (Leslie, 2012)
- Danish Technological Institute + environmental consultancy COWI (Stieger, 2018)
- Ministry of Environment: government of Japan (Office of Marine Environment, Water Environment Division, Environmental Management Bureau, Ministry of the Environment, 2019)
- Southern California Coastal Water Research Project; SCCWRP (Wong, 2019)
- WHO (Global Water Research Coalition - GWRC, 2020)
- European commission (Global Water Research Coalition - GWRC, 2020)
- School of Chemistry and Environment, Guangdong Ocean University, Zhanjiang, China (Lv, 2019)
- German Federal Institute of Hydrology (Stock et al., 2019)

FIGUUR 15 UITSPRAKEN VAN VERSCHILLENDE INSTANTIES OVER STANDAARDISATIE MP ANALYSE: EPA (2020), TWZ (2020), EUROPESE COMMISSIE (2019), WAGENINGEN UNIVERSITEIT (2019) EN SCCWRP (2020)



4

AANPAK / METHODOLOGIE

Ondanks de bovengenoemde bezwaren omtrent meetbaarheid en gebrek aan protocollen, is in dit onderzoek toch getracht de route van MPs in de RWZI in kaart te brengen.

4.1 INLEIDING

Dit onderzoek is opgedeeld in twee meetcampagnes (tabel 9), die zijn uitgevoerd in de RWZI's van Leiden-Noord en Soerendonk (figuur 16). De procesdiagrammen per RWZI zijn weergegeven in Appendix 2.

1. De eerste meetcampagne is uitgevoerd op één meetlocatie, de RWZI van Leiden-Noord, met het doel om een massabalans op te stellen over de zuivering en het verloop van MP's binnen de RWZI bepalen, inclusief zandfilter en slibontwatering.
2. Op basis van de resultaten van meetcampagne 1, is meetcampagne 2 ontworpen. De tweede meetcampagne is uitgevoerd op twee meetlocaties: de RWZI's van Leiden-Noord en Soerendonk. Het doel was hier om te bepalen wat het effect van een zandfilter is op de verwijdering van MP deeltjes en of er een verschil te vinden is tussen een continu en discontinu zandfilter.

TABEL 9 DOEL EN LOCATIE VAN DE TWEE MEETCAMPAGNES

	Meetcampagne 1		Meetcampagne 2	
RWZI Locatie (fig. 16)	Leiden Noord		Leiden-Noord	Soerendonk
Doel	Opstellen van een MP massabalans en inzicht verkrijgen van de MP verwijdering in de verschillende processtappen van een RWZI		Bepalen van invloed discontinu zandfilter op MP emissie van een RWZI	Bepalen van invloed continu zandfilter op MP emissie van een RWZI
	Bepalen van verwijderingsefficiëntie / massabalans van de (Nederlandse) RWZI met nadruk op de nabehandelingsstap			

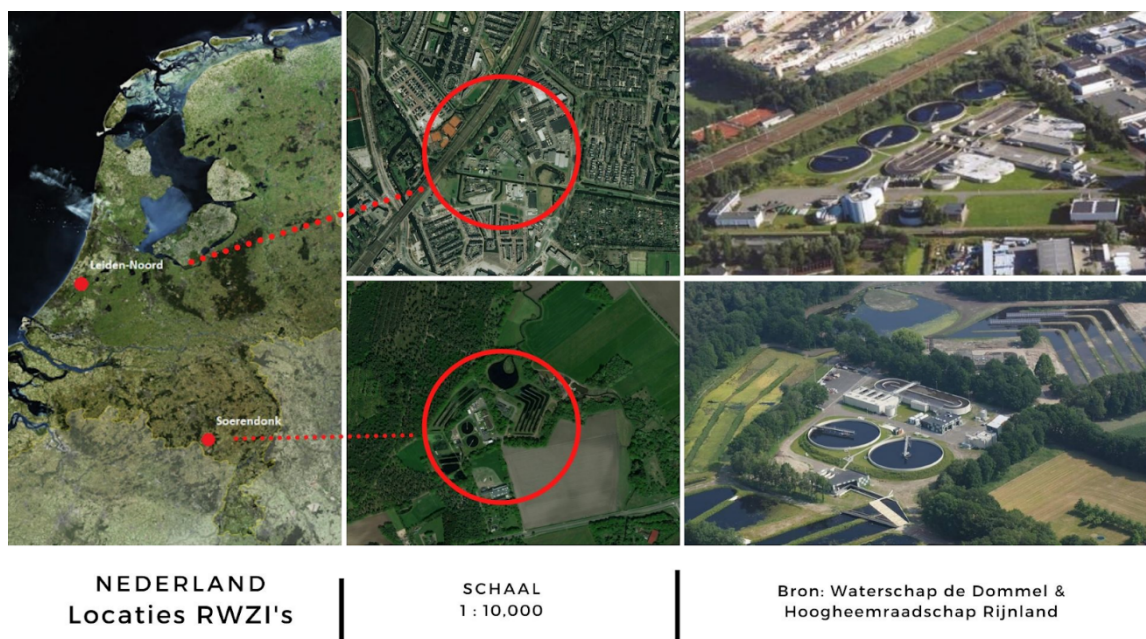
Voor beide meetcampagnes zijn blanco's meegenomen. Binnen meetcampagne 1 is er ook gekeken naar atmosferische depositie. Binnen meetcampagne 2 is er tevens aandacht besteed aan de mogelijke verschillen in MP concentratie gedurende de dag.

4.2 MEETLOCATIES: RWZI VAN LEIDEN-NOORD EN SOERENDONK

RWZI Leiden-Noord is gelegen vlak boven de Leidse binnenstad in provincie Zuid-Holland. De RWZI is omgeven door meerdere autowegen en stedelijke bebouwing, zowel residentieel als commercieel, met een naastgelegen parkeerplaats. Soerendonk is gelegen in gemeente Cranendonck in provincie Noord-Brabant, dicht tegen de grens met Limburg en België, in een groene omgeving (figuur 16).

RWZI Leiden-Noord zuivert huishoudelijk afvalwater en heeft een continu zandfilter met FeCl_3 en azijnzuurdosering als nabehandlingsstap ten behoeve van vergaande fosfaat en stikstof verwijdering. De RWZI van Soerendonk gebruikt een discontinu zandfilter als nabehandeling ten behoeve van zwevende stof en fosfaat verwijdering. De fosfaatverwijdering wordt gestuurd door metingen in afloop zandfilter en indien nodig dosering van AlCl_3 . RWZI Soerendonk behandelt, naast het huishoudelijk afvalwater van verschillende Brabantse gemeentes, ook het industrieel afvalwater van frisdrankproducent Refresco Maarheeze. Hier worden voornamelijk producten in blik afgevuld en verpakt (Refresco, z.d.). De hydraulische capaciteit en vervuilingseenheden van RWZI Soerendonk liggen een drie- en viervoud lager dan die van RWZI Leiden-Noord.

FIGUUR 16 RWZI'S IN LEIDEN-NOORD EN SOERENDONK. MEETCAMPAGNE 1 IS UITGEVOERD IN LEIDEN-NOORD. VOOR MEETCAMPAGNE 2 ZIJN ER METINGEN IN ZOWEL LEIDEN-NOORD ALS SOERENDONK GEDAAN



TABEL 10 VERGELIJKING TUSSEN DE TWEE RWZI'S WAAR MEETCAMPAGNE 2 IS UITGEVOERD. BRON: HOOGHEEMRAADSCHAP VAN RIJNLAND & WATERSCHAP DE DOMMEL

RWZI	Leiden-Noord, Zuid-Holland	Soerendonk, Brabant
Aangesloten gebied	Leiden Noord, Merenwijk, Leiderdorp, Warmond, Poelgeest (gemeente Oegstgeest)	Budel, Budel-Schoot, Budel-Dorplein, Gastel, Maarheeze en Soerendonk
Hydraulische capaciteit	5200 m ³ /uur	1830 m ³ /uur
Vervuilingseenheden	140.000	38.000
Type	Ultra laagbelaste actief-slibinstallatie	Ultra laagbelaste actief-slibinstallatie
Nabehandeling	Continu zandfilter met FeCl_3 en azijnzuur dosering	Statisch zandfilter met AlCl_3 dosering
Soort afvalwater	Huishoudelijk, CSO - gescheiden	Huishoudelijk & industrieelwater 85% gescheiden
Rioolstelsel	Gecombineerd en gescheiden 6.8% vuilwater (gescheiden + verbeterd gescheiden), 92.9% gemengd en 0.3% drukriolering.	85% gescheiden, 15% gemengd stelsel
Bouwjaar	1987	1968, verbouwd in 2011
Waterschap	Hoogheemraadschap van Rijnland	Waterschap De Dommel

Bron: Hoogheemraadschap van Rijnland & Waterschap de Dommel

4.3 MEETCAMPAGNE 1

De eerste meetcampagne is uitgevoerd op één meetlocatie, de RWZI van Leiden-Noord, met het doel om een massabalans op te stellen over de zuivering en het verloop van MP's binnen de RWZI bepalen.

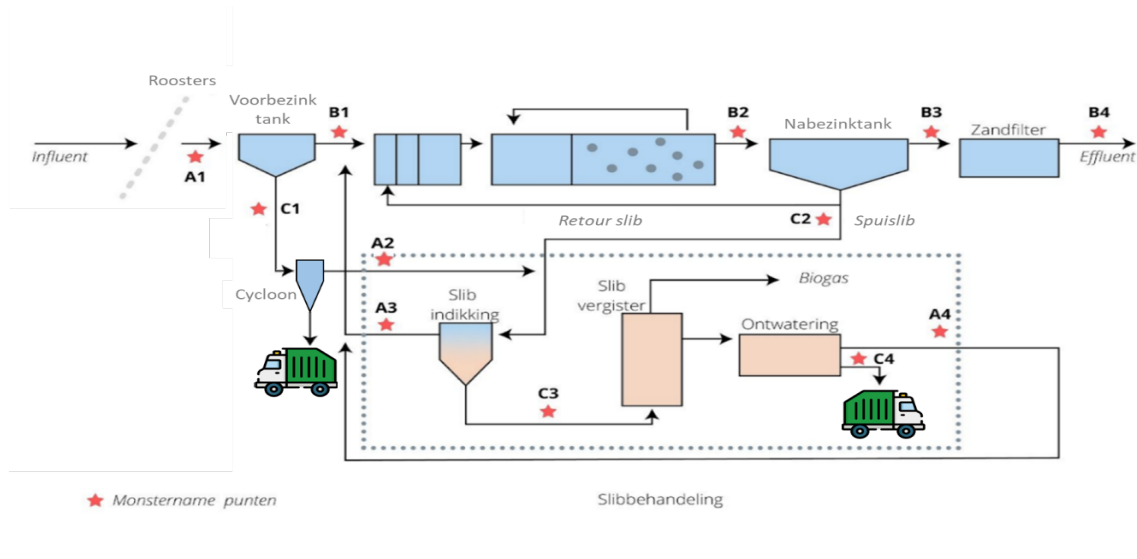
4.3.1 ZUIVERINGSPROCES

Het zuiveringsproces van RWZI Leiden-Noord bestaat uit voorbehandeling, actief slib proces en zandfiltratie, in combinatie met een slib behandelingsinstallatie. De zuivering heeft twee straten die bestaan uit een roostergoedverwijdering, gevolgd door zandcyclonen, voorbezinktank, anaerobe tank, denitrificatie tank, oxidatiesloot en een nabezinktank. Het gezamenlijke effluent wordt na behandeld in een continu zandfilter, voordat het gezuiverde afvalwater in de Leidse Stinksloot geloosd wordt. De sliblijn bestaat uit indikkers voor primair en spuislib, anaerobe vergisting en slib ontwatering. Het rejectiewater wordt samen met het terreinwater teruggevoerd naar het influent, en de slibkoek wordt afgevoerd voor verbranding. Het terugspoelwater van de zandfilters wordt afgevoerd in één van de twee oxidatiesloten. Een overzicht van de RWZI is weergegeven in Appendix 2.

4.3.2 BEMONSTERINGSLOCATIES

Binnen de RWZI van Leiden-Noord zijn er zowel in de water- als sliblijn monsters genomen. De bemonsteringslocaties zijn weergegeven in Figuur 17. De bemonsteringslocaties (8 in de waterlijn, 4 in de sliblijn: A1 t/m C4) zijn bepaald aan de hand van het literatuur onderzoek, waar is gekeken naar potentiële routes die de binnenstromende MP's in de RWZI zouden kunnen afleggen op basis van hun fysische en chemische karakteristieken. Hiernaast is er een vooronderzoek uitgevoerd in het Waterlaboratorium van de Technische Universiteit Delft, waar het gedrag van enkele veelvoorkomende MP's gesimuleerd is. Monsters uit verschillende processen van de RWZI (o.a. de voor- en nabezinking) zijn gemengd met enkele soorten MP's (vezels, microbeads en glitter). De binding van deze MP's aan het slib, met en zonder polyelektrolyt, is getest (resultaten zijn weergegeven in Appendix 3). Monstervolume en aantal monsters zijn bepaald in overleg met de onderzoekers van de Vrije Universiteit te Amsterdam (VU).

FIGUUR 17 BEMONSTERINGSLOCATIES BINNEN DE RWZI. VOOR MEETCAMPAGNE 1 IN LEIDEN-NOORD IS ER OP A1 T/M C4 GEMETEN. IN MEETCAMPAGNE 2 IS ER GEKEKEN NAAR A1, B3, B4 EN TERUGSPOEL/WASWATER VAN RWZI LEIDEN-NOORD AND RWZI SOERENDONK



TABEL 11 BEMONSTERINGSLOCATIES IN RWZI LEIDEN-NOORD

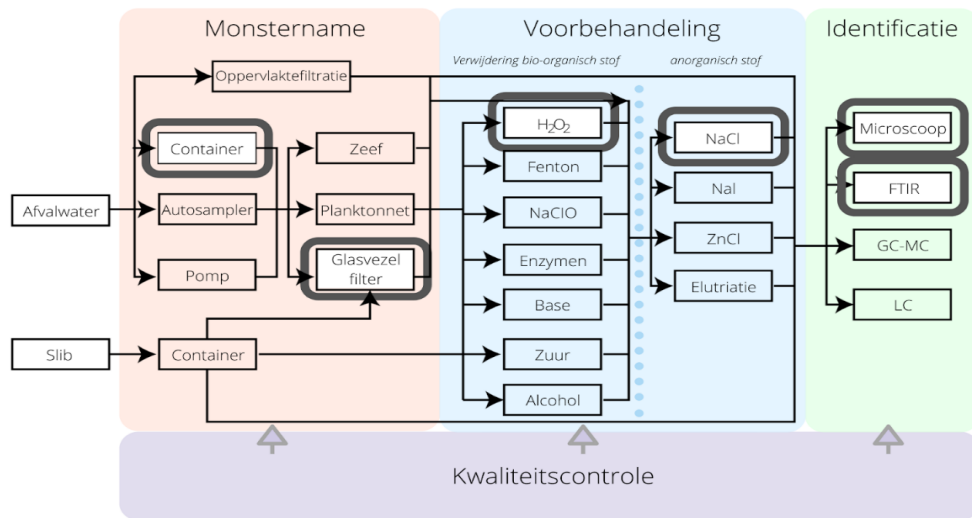
Bemonsterings-locatie	Watertype	Code	Monstername na zuiveringsstap	Stroom	Aantal Monsters	Monster volume
Waterlijn	Vuil Water	A1	Roosters	Influent	12	100 mL
Sliblijn	Hoge organische stof fractie	A2	Cycloon	Primair slib (bovenstroom)	2	500 mL
Sliblijn	Vuil Water	A3	Slibindikking (gravitaire en band indikking)	Retourwater	4	1000 mL
Sliblijn	Vuil Water	A4	Slibontwatering	Rejectie water	2	1000 mL
Waterlijn	Vuil Water	B1	Voorbezinktank	Effluent VBT	7	100 mL
Waterlijn	Hoge organische stof fractie	B2	Actief slib tanks	Actief slib	8	100 mL
Waterlijn	Schoon water	B3	Nabezinktank	Effluent NBT	4 drijfslaag 8 effluent	500 mL
Waterlijn	Schoon water	B4	Zandfilter	Effluent	15	100 mL
Sliblijn	Hoge organische stof fractie	C1	Voorbezinktank	Primair slib	2	100 mL
Sliblijn	Hoge organische stof fractie	C2	Nabezinktank	Spuislib	4	1000 mL
Sliblijn	Hoge organische stof fractie	C3	Slibindikking	Ingedikt slib	4	1000 mL
Sliblijn	Hoge organische stof fractie	C4	Slibontwatering	Uitgegist ontwaterd slib	2	1000 mL
Controle	Schoon water	Niet in Schema	NVT	Atmosferische depositie	4	1000 mL
Controle	Schoon water	Niet in Schema	NVT	Blanco monsters	4	2500 mL
Sliblijn	Poly-elektrolyt	Niet in Schema	NVT	Toegevoegd aan indikkers	2	100 mL
Overig	Schoon water	Niet in Schema	Terrein riolering	Afval- en regenwater	2	1000 mL
Sliblijn	Hoge organische stof fractie	Niet in Schema	Gistingstanks	Uitgegist slib	2	1000 mL
Sliblijn	Hoge zand fractie	Niet in Schema	Cycloon	Onderstroom, zandfractie	2	1000 mL
Totaal					90	

4.3.3 WAT IS ER GEDAAN TEGEN CONTAMINATIE?

Vervuiling van de monsters door MP's van buitenaf kan de resultaten negatief beïnvloeden. Daarom zijn extra maatregelen getroffen om dit tegen te gaan. Allereerst is het gebruik van plastic in het laboratorium en tijdens monsternamen zo veel mogelijk vermeden. Monsters zijn genomen met een glazen maatbeker, verbonden aan een houten stok. Daarnaast is er gebruik gemaakt van microplastic vrij ultrapuur water. De monsternamen flessen zijn van te voren gespoeld met dit ultrapuur water en aangezuurd, en afgesloten met kurk ipv plastic doppen. Er zijn katoenen laboratoriumjassen gedragen en het dragen van synthetische kleding is vermeden tijdens bemonstering en analyse. Door te werken in een zuurkast (alleen t.b.v. microplastic onderzoek), gebruik te maken van zo min mogelijk (van plastic gemaakte) materialen, het afdekken van materialen met aluminiumfolie en het voorbehandelen van benodigdheden volgens een vast protocol, is getracht contaminatie te minimaliseren. Daarnaast is er gebruik gemaakt van procedurele blanco's om de mogelijke achtergrond MP contaminatie te kwantificeren en indien nodig, daarvoor te kunnen corrigeren (zie ook hieronder, Data-analyse). Om de invloed te bepalen van eventuele MP's die via neerslag in de RWZI terecht komen, is tevens de potentiële invloed van de *atmosferische depositie* bepaald door het plaatsen van een stalen bak naast de nabezink tank (zie paragraaf 4.3.6 Atmosferische depositie).

4.3.4 MONSTERNAME EN ANALYSE VAN DE WATERLIJN

FIGUUR 18 TOEGEPASTE METHODOLOGIE WATERLIJN. DE UITGELICHTE BOXEN GEVEN DE METHODE AAN WAAROP BINNEN DIT ONDERZOEK DE MONSTERNAME, VOORBEHANDELING EN IDENTIFICATIE ZIJN GEDAAN



De analyse van de monsters is uitgevoerd door de VU: binnen meetcampagne 1 en 2 is voor de waterlijn nagenoeg dezelfde methode toegepast (figuur 18); daar waar kleine verschillen waren, zijn deze aangegeven.

1. VOORBEREIDING

Glazen flessen werden gebruikt, grondig gereinigd (dubbele wasbeurt met wasmachines gevolgd door spoeling met Milli-Q water) en afgesloten met kurken doppen om ze vervolgens op te slaan. Al het bemonsteringsmateriaal werd gereinigd door driemaal spoelen met Milli-Q[®] water. Een houten telescoopstok (verstelbaar tot 2,5 m) met een houten voet voor de glazen bekertjes (250 ml) was ontworpen voor monsternamen (figuur 19). Alle monsterflessen werden bewaard in metalen kratten om contaminatie te voorkomen. Personeel dat deelnam aan voorbereiding en bemonstering droeg uitsluitend katoenen kleding en laboratoriumjassen.

2. BEMONSTEREN

De blanco monsters bestonden uit gefiltreerd kraanwater en hebben dezelfde procedure ondergaan als de afvalwater- en slibmonsters. 24 uren debietsproportionele monsters zijn genomen gedurende droog weer condities.

Steekmonsters van het afvalwater werden genomen m.b.v. een bekersglas (250ml) aan de hierboven beschreven telescoopstok (figuur 19), of een metalen emmer (15L), een RVS-soeplepel en glazen trechter. Monsternamen en flessen werden 3 maal voorgespoeld met monster, flessen (Schott Duran; 0,250 – 1 L) gevuld en afgesloten met een kurk. Per locatie werden meerdere flessen gevuld; tijdens analyse werd hier 1 fles uit gekozen om metingen mee uit te voeren. De monsters werden bij 4 °C in het donker opgeslagen.

3. ANALYSE (EXTRACTIE, IDENTIFICATIE EN KWANTIFICATIE)

Van elk monster werd ongeveer 100 gram afgewogen en kwantitatief overgebracht in een glazen filtersysteem zoals beschreven in Leslie et al., 2017. Monsters zijn gefiltreerd over een 2,7 µm glasvezelfilter (Whatmann GF/D). Na filtratie is het residu behandeld met H₂O₂ (30%) en Milli-Q om organisch materiaal te oxideren en de verdere analyse te verbeteren. Per serie monsters zijn minimaal twee blanco's meegenomen (één voor en één na de monster bewerking).

De filters werden separaat bewaard in geprepareerde glazen Petrischaaltjes en direct na filtratie onder de microscoop met bovenverlichting geanalyseerd bij een vergroting 40 tot 100x. Vervolgens werden de filters gedroogd (gemiddeld één dag) en werden m.b.v. een raster alle mogelijke microplastic deeltjes geteld, morfologie en kleur in acht nemend. Zover mogelijk werd van elk deeltje een foto gemaakt met MikroCamLab software. Met een vergroting tussen de 40x en 100x, konden deeltjes tot ongeveer 10 µm worden gedetecteerd. De foto's werden gebruikt voor de deeltjesgrootte bepaling.

Een dagelijks gekalibreerde *attenuated total reflection-Fourier transform infrared* spectrometer (ATR-FTIR) van Bruker werd gebruikt voor de bepaling van het type plastic voor elke morfologie, grootte en kleur. Deeltjes groter (en dikker) dan 10 µm konden al worden geïdentificeerd, maar vanaf ongeveer 40 µm werd een betrouwbaar spectrum verkregen.

4. DATA-ANALYSE

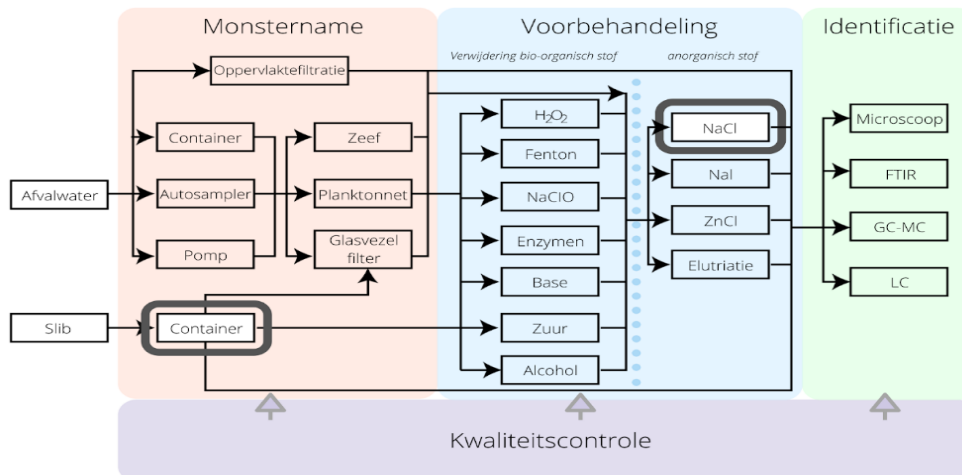
De gevonden concentraties zijn gecorrigeerd voor de lange-termijn-blanco; dit is een gemiddelde waarde van alle procedurele blanco's gedurende de periode van metingen. Deze procedurele blanco's zijn onderdeel van het kwaliteitssysteem. Voor beide meetcampagnes zijn statistische ongepaarde dubbelzijdige t-tests uitgevoerd om de significantie van de verschillen tussen de data te bepalen.

FIGUUR 19 DE HOUTEN STOK (VERSTELBAAR TOT 2,5 M HOOG) MET EEN HOUTEN VOET VOOR DE GLAZEN BEKERS (250 ML) DIE SPECIAAL ONTWERPEN IS VOOR DE "PLASTIC-VRIJE" MONSTERNAME



4.3.5 METHODOLOGIE / PROCEDURE SLIBLIJN

FIGUUR 20 TOEGEPASTE METHODOLOGIE SLIBLIJN. DE UITGELICHTE BOXEN GEVEN DE METHODE AAN WAAROP BINNEN DIT ONDERZOEK DE MONSTERNAME, VOORBEHANDELING EN IDENTIFICATIE ZIJN GEDAAN



In de sliblijn zijn steekmonsters genomen op locaties C1 t/m C4 (figuur 17): het primair slib, spuislib, ingedikt slib en ontwaterd slib. Na dichtheidsscheiding met een NaCl zout-oplossing, zijn de eerste monsters via dezelfde methode als de monsters uit de waterlijn geanalyseerd (figuur 17). Echter, deze methode bleek niet toereikend was om de MP concentratie in het slib te bepalen, vanwege de zeer hoog organische stof concentratie in de monsters. Met name de afscheiding van de MP's van de slibmatrix gaf veel problemen, omdat de dichtheid van het organisch materiaal vergelijkbaar was met die van de meeste plastics in het monster. Een intensievere voorbehandeling van de monsters om de organische stof te verwijderen, leidde tot breuk en slijtage van de MP's. Hierdoor was de spreiding in de analyses zeer groot. Door de moeilijkheden rondom de metingen in de slibfracties, heeft meetcampagne 2 zich uitsluitend gericht op analyses in de *waterfase*.

4.3.6 METHODOLOGIE / PROCEDURE ATMOSFERISCHE DEPOSITIE

Om de invloed te bepalen van eventuele MP's die vanuit de atmosfeer in de RWZI terechtkomen, is de *atmosferische depositie* (AF) gemeten.

BEMONSTERINGSMETHODE / ANALYSE

Omdat bezinktanks het grootste oppervlak hebben en dus de meeste MP's uit de lucht kunnen invangen, is direct naast één van de nabezinktank een open metalen bak geplaatst, die 8 uur aan de lucht is blootgesteld tijdens droog weer. De bak had een oppervlakte van 0,75 m² en was gevuld met een ondiepe laag water (volume tussen de 3 en 8 L, op basis van een diepte van 0,5 tot ongeveer 1 cm). Het water uit deze bak is verzameld en geanalyseerd op dezelfde manier als de waterlijn monsters.

Om de invloed op het totale open wateroppervlak van de RWZI te bepalen, is met de 'Polygon Tool' van Google Earth het open water oppervlakte van RWZI Leiden-Noord bepaald. Op deze manier zijn de resultaten voor de open bak omgezet naar het aantal MP's per seconde die op het totale open oppervlakte van de RWZI terecht kunnen komen bij droog weer condities.

4.4 MEETCAMPAGNE 2

In meetcampagne 2 is op twee verschillende locaties (RWZI Leiden-Noord en RWZI Soerendonk) bemonsterd om inzicht te krijgen in de bijdrage van een continu en statisch of discontinu zandfilter op de additionele verwijdering van microplastics door zandfiltratie, en om de twee typen zandfilters met elkaar te vergelijken. In tabel 12 is een overzicht van de verschillen tussen de twee RWZI's weergegeven.

4.4.1 BEMONSTERINGSLOCATIES EN -TIJDEN

Naast analyses die de MP-concentraties in het influent van het zandfilter en de effluent van het zandfilter te bepalen, zijn er in meetcampagne 2 ook metingen gedaan om mogelijke verschillen in MP concentratie te detecteren gedurende de dag. Hiervoor zijn er per locatie, zover mogelijk, op drie tijdstippen ('s ochtends, 's middags en 's avonds – respectievelijk pre-, tijdens en na de ochtendpiek) steekmonsters genomen van: influent RWZI (A1), influent zandfilter (B3), afloop zandfilter (B4, dan wel effluent RWZI), en terugspoelwater zandfilter. Additioneel zijn 24-uurs monsters genomen van de RWZI influent, zandfilter influent en zandfilter effluent (ofwel effluent RWZI).

Alle monsters zijn in triplo genomen en de monsternamen vond in vier sessies plaats; voor Leiden-Noord op 16-05-2019 en 22-07-2019 en voor Soerendonk op 17-06-2019 en 18-07-2019. Gedurende drie dagen voorafgaand aan een bemonsteringssessie vond er géén tot een verwaarloosbare hoeveelheid regenval in het brongebied van de RWZI plaats, om droog weer afvoer (DWA) te verzekeren en een eventueel verdunningseffect te voorkomen.

TABEL 12 RWZI KARAKTERISTIEKEN LEIDEN-NOORD EN SOERENDONK

	Leiden-Noord	Soerendonk
Type zandfilter	Continu zandfilter	Statisch / discontinu zandfilter
Samples	In triplo	In triplo
Aantal samples	3 x 3 = 9 monsters	3 x 7 = 21 monsters
Bemonsteringslocaties	<ul style="list-style-type: none"> - Influent - Effluent - Waswater 	<ul style="list-style-type: none"> - Net voor terugspoeling: influent en effluent - Na terugspoeling: influent, effluent, terugspoelwater - Halverwege de cyclus: influent en effluent
Bemonsteringstijden	Zover mogelijk op drie verschillende momenten om balans te kunnen maken: 's ochtends, 's middags en 's avonds – respectievelijk, pre-, tijdens en na de ochtendpiek. Additioneel zijn er 24- uurs monsters genomen.	

4.4.2 METHODOLOGIE MONSTERNAME MEETCAMPAGNE 2 (WATERLIJN)

De methodologie voor meetcampagne 2 komt overeen met de methodologie van de waterlijn voor meetcampagne 1 (zie paragraaf: 5.3.3).

5

RESULTATEN EN DISCUSSIE

In dit hoofdstuk worden de resultaten van de twee meetcampagnes beschreven, gevisualiseerd en kort bediscussieerd: meetcampagne 1 in paragraaf 5.1 en meetcampagne 2 in paragraaf 5.2. Hierna worden de resultaten vanuit dit onderzoek vergeleken met de literatuurstudie (paragraaf 5.3), en zullen de beperkingen van de analyse methoden worden besproken in paragraaf 5.4. In paragraaf 5.5 zal de rol van de RWZI in de totale emissies van MP's naar het milieu worden besproken, met tot slot een algemene discussie in paragraaf 5.6.

5.1 MEETCAMPAGNE 1

5.1.1 MASSABALANS

Het doel van meetcampagne 1 was in beeld te brengen waar de meeste MPs worden verwijderd binnen de RWZI en waar ze terecht komen. De beste manier om dit te doen, is het opstellen van een massabalans voor de MPs, echter uit de resultaten van meetcampagne 1 is gebleken dat de meetnauwkeurigheid van de MP concentratie niet voldoende was, met name in de monsters met een hoog organische fractie. Tabel 13 geeft een overzicht van het aantal genomen monsters uit meetcampagne 1, en het aantal monsters dat binnen de mogelijkheden en binnen het budget van dit onderzoek succesvol zijn geanalyseerd (36% van de totale hoeveelheid monsters). Het zijn voornamelijk de sliblijn monsters, waar - vanwege de hoge organische fractie - veel moeilijkheden mee zijn ondervonden. Dit is een algemeen probleem, zoals is beschreven in Hoofdstuk 3.

Ook als er vanuit een andere invalshoek naar het analyse succes wordt gekeken, namelijk per monstername punt, is er op 72% van de locaties binnen de RWZI succesvol een monster genomen en geanalyseerd: sommige monstername punten gaven maar één resultaat, waardoor er geen minimum, maximum of standaarddeviatie te bepalen was.

TABEL 13 OVERZICHT VAN GEMETEN MONSTERS UIT MEETCAMPAGNE 1

	Totaal monsters	Gemeten monsters	%Meetbare monsters
Totaal genomen monsters	90	32	36%
Waarvan in de waterlijn	54	20	37%
Waarvan in de sliblijn	26	8	
Waarvan controle monsters	10	4	
	Totaal monstername punten		% meetbare monstername punten
	Monstername punten waar minimaal 1 monster meetbaar was		
Bemonsteringslocaties RWZI	25	18	72%
Waarvan in de waterlijn	12	10	83%
Waarvan in de sliblijn	13	8	62%

Het opstellen van een massabalans is in deze meetcampagne niet mogelijk gebleken. Toch wordt in deze meetcampagne wél een beter inzicht verkregen in de kwaliteit van de verschillende stromen, het effect van de behandelstappen en de verandering in concentratie en grootte van MP's binnen de RWZI. Ook geeft het inzicht in het verwijderingsrendement van de RWZI als geheel.

Tabel 14 geeft een overzicht weer van alle succesvolle analyses: de MP concentratie (aantal deeltjes (n) per kg monster), het gemiddelde aantal deeltjes per monsternamepunt, de grootte van de gevonden MP's (per categorie: <300 µm en >300 µm) en de standaarddeviatie van deze analyses. De locaties van monstername punten A1 t/m B4 zijn te zien in figuur 17 en figuur 24.

TABEL 14 OVERZICHT VAN MONSTERS DIE GEMETEN KONDEN WORDEN BINNEN WATER- EN SLIBLIJN INCLUSIEF GROOTTE VAN MP'S EN STROOM BINNEN RWZI

Waterlijn	Aantal deeltjes (n/kg)		Grootte		Behandelingsstap
			<300 µm	>300 µm	
Effluent roostergoed- verwijdering (A1)	88		1	10	Influent
	88		1	11	Influent
	159		14	9	Influent
Gemiddeld	112	Som	16	30	
Standaarddeviatie	41	Verhouding	35%	65%	
Afloop voorbezinktank (B1)	14		0	4	Voorbehandeling
	0		0	1	Voorbehandeling
	7	Som	0	5	
Standaarddeviatie	Min 0; max 14	Verhouding	100%		
Beluchtingstank (B2)	579		11	8	Hoofdzuivering
	121		7	1	Hoofdzuivering
	611		6	19	Hoofdzuivering
Gemiddeld	437	Som	24	28	
Standaarddeviatie	274	Verhouding	46%	54%	
Nabezinktank drijfslag (B3)	0		2	0	Hoofdzuivering
Effluent Nabezinktank (B3)	0		0	2	Hoofdzuivering
	34		2	4	Hoofdzuivering
Effluent Nabezinktank (+ terugspoelwater ZF) (B3)	12		0	4	Hoofdzuivering
	8		2	4	Hoofdzuivering
	0		0	1	Hoofdzuivering
Gemiddeld	11	Som	4	15	
Standaarddeviatie	14	Verhouding	21%	79%	
Afloop Zandfilter (B4)	0		1	0	Nabehandeling
	9		3	0	Nabehandeling
	67		7	3	Nabehandeling
	36		6	1	Nabehandeling
	24		0	5	Nabehandeling
Gemiddeld	27	Som	17	9	
Standaarddeviatie	26	Verhouding	65%	35%	

Alle monsters die onder de detectielimiet zijn gemeten, zijn als 0 weergegeven

5.1.2 TOTAAL MP VERWIJDERINGSRENDEMENT RWZI OP BASIS VAN MEETCAMPAGNE 1

Het verwijderingsrendement is berekend door de hoeveelheid MP's (n/kg) te delen door de gemeten influentwaarde van de RWZI. De getallen van het influent na roostergoedverwijdering (gemiddeld 112 deeltjes/l) zijn zeer laag, vergeleken met literatuur (500-10.000 deeltjes/l, zie 5.3), en zeker vergeleken met meetcampagne 2 (177.000-190.000 deeltjes/l, zie 5.2). Het kan zijn dat de steekmonsters van meetcampagne 1 geen goed representatief gemiddelde van het influent laat zien. Daarom zijn in meetcampagne 2 ook debietsproportionele 24 uren monsters meegenomen.

Wanneer het gemiddelde van de influentmetingen genomen wordt is het verwijderingsrendement (slechts) 76%. Wanneer echter de hypothese rondom breuk van de MP's in het zandfilter in acht wordt genomen en het verwijderingsrendement wordt gerelateerd aan het aantal deeltjes in het effluent van de nabezinktank, wordt een verwijdering van 92% gehaald.

5.1.3 HOEVEELHEID MP'S EN VERWIJDERING PER ZUIVERINGSSTAP

In tabel 15 is de verwijdering per behandelstap uitgedrukt in MP verwijderingsrendement van de zuiveringsstap zelf, als procenten ten opzichte van het influent (112 n/kg). Uit de statistische toets (t-testen) kwam naar voren dat alle behandelstappen significant van elkaar verschillen, met uitzondering van behandelstappen in de sliblijn (zie 5.1.5 Sliblijn) en tussen de monsters voor en na de zandfiltratie. Dit betekent dat de toename in deeltjes in de zandfiltratie, geen statistisch significante toename is geweest. Dit komt met name door de grote spreiding van de metingen voor en na het zandfilter.

Het verwijderingsrendement per stap laat zien dat het vooral de voorbehandeling effectief is in het verwijderen van MP's (van A1 naar B1). Na de voorbezinking is slechts 6% van de hoeveelheid MP's t.o.v. het influent aangetroffen. Op basis van het influent wordt dus al 94% verwijderd in de voorbezinking. Dit is een hogere verwijdering dan die na de biologische zuivering en de nabehandelingstap wordt gemeten (tabel 15). Vezels worden vanwege hun vorm het makkelijkst afgevangen in de primaire slibvlokken, wat één van de voornaamste redenen zal zijn dat het aantal MP's in de voorbezinking aanzienlijk afneemt. Ook kunnen microbeads van polyethyleen (PE) en andere 'lichte' MP's effectief verwijderd worden via de drijfslag in de voorbezinking. Dit is in de resultaten van dit onderzoek niet direct terug te zien, omdat er zowel in het influent als effluent van de voorbezinking geen 'pellets' zijn aangetroffen. De grootte van microbeads liggen echter tussen de 5 micrometer en 1 millimeter, wat kan betekenen dat de kleinere microbeads onder de detectielimiet zaten.

Over de actief slib tanks (AT) neemt de hoeveelheid MP's in grote mate toe tot ongeveer drie maal de concentratie na de roostergoedverwijdering. Deze neemt na de nabezinking echter weer af tot een concentratie die 8% van de influent is. De MP's kunnen accumuleren in het actief slib door de hoge slibverblijftijd in het systeem ($HRT \ll SRT$). Tijdens de slibgisting kunnen MP's weer vrijkomen en met het rejectiewater teruggevoerd worden naar de AT en worden opnieuw ingevangen in het actief slib. In tabel 14 is af te lezen dat de spreiding van de data afkomstig van de AT zeer groot is: dit komt doordat de voorbehandeling van deze monsters intensiever was dan die van de watermonsters om de aanwezige biomassa te verwijderen.

Bij de zandfiltratie, tussen monsternamenpunt B3 en B4 lijkt er een toename te zijn, maar deze is mogelijk statistisch niet relevant. Er zijn te weinig analyses gedaan, met te veel spreiding in de resultaten. Ook is het opvallend dat de deeltjes in het effluent van het zandfilter kleiner zijn dan daarvoor. Het gaat om een toename in *aantal deeltjes*, het kan zijn dat de *concentratie* aan plastic als stof juist afneemt. Het zand in een continu zandfilter veroorzaakt veel afschuifkrachten op de deeltjes die in het zandfilter terecht komen, wellicht treedt hier

breuk of slijtage op. Omdat MP verwijdering toch vaak genoemd wordt als mooie bijvangst van effluentfiltratie is besloten om hier nader onderzoek naar te doen in meetcampagne 2 (zie paragraaf 5.2).

TABEL 15 MP VERWIJDERINGSRENDEMENT VAN RWZI LEIDEN-NOORD

Monsternamepunt	Deeltjes/kg	Verwijderings efficiëntie t.o.v influent
A1 – Rooster	112	-
B1 – Voorbezinktank	7	94%
B2 – Beluchtingstank	437	-290%
B3 – Nabezinktank	9	92%
B4 – Zandfilter	27	76%

TABEL 16 OVERZICHT VAN MONSTERS DIE GEMETEN KONDEN WORDEN IN DE SLIBLIJN VAN RWZI LEIDEN NOORD.

Sliblijn	Aantal deeltjes (n/kg)		Grootte	
			<300 µm	>300 µm
Bovenloop cycloon (primair slib)	659		19	2
Influent bandindikker (actief slib)	532		19	3
Gemiddelde	nvt	Som	38	5
Min/max	nvt	Verhouding	88%	12%
Effluent bandindikker (actief slib)	59		8	2
	1067		19	19
Gemiddelde	563	Som	27	21
Min/max	min 59; max 1067	Verhouding	56%	44%
Retourwater sliblijn	270		32	3
grav. indikker (prim. slib)	194		6	5
Gemiddelde	232	Som	38	8
Min/max	min 194; max 270	Verhouding	83%	17%
Retourwater sliblijn	29		4	2
bandindikker (spuislib)	37		5	2
Gemiddelde	33	Som	9	4
Min/max	min 29; max 37	Verhouding	69%	31%
Atmosferische depositie	7		1	2
	21		2	3
Gemiddelde	14	Som	3	5
Min/max	min 7; max 21	Verhouding	38%	63%
Representatieve blanco	88		3	8
	67		2	7
Gemiddelde	78	Som	5	15
Min/max	min 67; max 88	Verhouding	25%	75%

Alle monsters die onder de detectielimiet zijn gemeten, zijn als 0 weergegeven

5.1.4 GROOTTE EN VORM MP'S PER BEHANDELSTAP OP BASIS VAN MEETCAMPAGNE 1

De grootte van de aangetroffen MP's verschilt per zuiveringsstap, zoals te zien is in tabel 14 en 16 waarin het percentage deeltjes onder 300 µm in blauw en boven 300 µm in geel staat afgebeeld. Bij het analyseren van het afvalwater is ook naar de vorm ('fibers', 'foils', 'spheres') van de MP's is gekeken. De meeste MP's in het influent bestonden uit vezels (90-100%), welke

in principe goed te verwijderen zijn door invanging in de verschillende slibfracties. Voor de analyse rondom de grootte van de MP's, zijn deze opgedeeld in MP's boven en onder 300 micrometer. Dit is gedaan omdat er met de bijkomende meetuitdagingen, niet voldoende succesvolle monsters waren om uitspraken te doen over variaties in de vorm van de MP's. De grens van 300 micrometer is genomen, omdat dit de maaswijdte was die toegepast is in de voorbehandeling van de monsters. In tabel 14 is te zien dat er bij het RWZI influent een redelijk gelijkmatige verdeling in MP grootte is, terwijl deze in de effluent verschoven is naar voornamelijk kleinere deeltjes, wellicht door slijtage en breuk in het zandfilter door de scheurende werking van het bewegende zand. Na de voorbezinking zijn alle MP's groter dan 300 micrometer: we kunnen echter niet met zekerheid zeggen dat er geen kleinere MPs in de afloop voorbezinking zaten. Ze kunnen ook onder de detectielimiet van de gebruikte methode zitten.

5.1.5 SLIBLIJN

De meeste MP's worden afgevangen in het slib, zoals al bleek uit de hoge concentraties MP's die in de AT waren gemeten. De MP metingen in de sliblijn, bleken echter te uitdagend, vanwege het hoge bio-organische gehalte. De spreiding in de monsternamen punten met hoge droge stof gehalten (C1 tot C4) waren te hoog om conclusies uit te kunnen trekken. Zoals te zien in tabel 16, zijn er in C2 en A3 (reject water), vooral kleine deeltjes aangetroffen (<300 micrometer). Er zijn in het reject water ook plastics gedecteerd die te herleiden zijn als polymeer (doorzichtige witte naaldjes). Deze zijn echter niet in het effluent van de RWZI aangetroffen, waardoor vermoed wordt dat deze wederom worden afgevangen in het slib en op deze wijze de RWZI verlaten.

Uit de eerste meetcampagne kwam dus al naar voren dat de huidige analyse voor de slibmonsters niet toereikend zijn om de MP concentratie in het slib te bepalen. Dit kwam vanwege de zeer hoge concentratie organische stof in het slib. Het grootste struikelblok was het scheiden van de MP's van de matrix waarin zij zich bevonden, omdat organisch materiaal een vergelijkbare dichtheid heeft als veel plastics. Dit is dan ook de rede dat de slibfase in meetcampagne 2 niet is meegenomen; deze heeft zich alleen gericht op analyses in de *waterfase* van de zuivering. Om de balans over een zuivering te kunnen maken, en meer inzicht te krijgen waar, hoe en welke MP's het beste verwijderd worden in de RWZI, is het van belang om de analyses in slib nauwkeuriger te krijgen. Hier is meer onderzoek en ontwikkeling voor nodig.

5.1.6 CONTROLEMONSTERS, ACHTERGRONDRUIS EN ATMOSFERISCHE DEPOSITIE MEETCAMPAGNE 1

Alle monsters zijn gecorrigeerd met de blanco monsters. In deze meetcampagne zijn in deze monsters relatief hoge waarden aan MP's aangetroffen, namelijk 88 en 67 n/kg. Deze hoge waarden t.o.v. een aantal analyses bevestigen nogmaals de potentiële onnauwkeurigheid die geïntroduceerd wordt door de behandeling van alle monsters en monsternamen apparatuur. Dit zelfs ondanks de veelheid aan maatregelen die genomen zijn om contaminatie van de monsters te voorkomen (zie hoofdstuk 4).

Binnen dit onderzoek laten de analyses van de atmosferische depositie zien dat er gemiddeld ongeveer 7 tot 20 deeltjes/uur/m² extra in de open onderdelen van de RWZI kunnen 'vallen'. Dit is in lijn met de resultaten van Dris et al. (2015), die tussen de 2 en 355 deeltjes/m²/dag vonden, met een gemiddelde van 110 deeltjes/m²/dag, en een standaarddeviatie van 96 deeltjes/m²/dag. Zowel in dit onderzoek als in Dris et al, bestond de atmosferische depositie vooral uit plastics vezels. Wanneer er uitgegaan wordt van de hydraulische capaciteit van de RWZI, die 2000 m³/uur bedraagt (circa 50% van de rwa), het oppervlakte van de open tanks (geschat op 3.800 m²) en de MP effluentconcentratie (27 n/l), draagt de atmosferische depositie voor RWZI Leiden-Noord 0,05% - 0,13% bij aan de totale microplastics lozing met het effluent en is daarmee verwaarloosbaar voor de effluent kwaliteit van de zuivering zelf.

De atmosferische depositie kan echter wel een substantiële bijdrage leveren aan de totale microplastics die teruggevonden worden in het oppervlakte water, zeker wanneer ze terecht komen op verhard oppervlak en na een droge periode via het regenwater direct of indirect (overstorten of gescheiden rioolstelsels) afspoelen naar het oppervlaktewater. Deze vergelijking is in dit onderzoek niet gemaakt; er zijn dan meerdere, en nauwkeurigere bepalingen van de atmosferische depositie nodig.

5.2 MEETCAMPAAGNE 2

5.2.1 DISCONTINU, CONTINU ZANDFILTER EN VERSCHILLENDE TIJDEN OP DE DAG

Om het effect van zandfiltratie op de effluent kwaliteit met betrekking tot MP's nader te bepalen zijn de continue zandfilters op RWZI Leiden Noord en de discontinue of statische zandfilters op RWZI Soerendonk met elkaar vergeleken. Dit is gedaan op verschillende momenten op de dag, om te bepalen of het monsternamen moment van invloed kan zijn op de gemeten effluentconcentraties van de RWZI (tabel 17 en 18)

TABEL 17 ANALYSE RESULTATEN VAN OCHTEND, MIDDAG, AVOND (STEEKMONSTERS) EN 24 UURS (DEBIET PROPORTIONELE) MONSTERS, VAN HET INFLUENT EN EFFLUENT VAN HET CONTINU ZANDFILTER OP RWZI LEIDEN-NOORD. DE CONCENTRATIE IS WEERGEGEVEN IN AANTAL DEELTJES (N) PER KILOGRAM MONSTER, EN HET GEMIDDELDE VAN DE 3 ANALYSES IS BEREKEND \pm DE STANDAARD DEVIATIE. VERDER IS DE MINIMUM EN MAXIMUM GEVONDEN DIAMETER VAN DE MPS IN DE VERSCHILLENDE MONSTERS WEERGEGEVEN IN μm . WEERGEGEVEN DATA ZIJN GECORRIGEERD VOOR DE LANGE TERMIJN BLANCO

Type monster	Concentratie [n/kg]	Minimum diameter [μm]	Maximum diameter [μm]	Gemiddelde concentratie [n/kg] \pm st.dev
Ochtend influent zandfilter	47	10	1.912	43 \pm 16
	26			
	57			
Middag influent zandfilter	46	12	1.479	100 \pm 62
	168			
	86			
Avond influent zandfilter	131	9	1.833	138 \pm 26
	167			
	117			
Ochtend effluent zandfilter	6	19	548	4 \pm 3
	0			
	6			
Middag effluent zandfilter	87	13	1.122	66 \pm 53
	6			
	107			
Avond effluent zandfilter	47	9	1.392	53 \pm 51
	6			
	107			
24 uren influent zandfilter	188	14	1.548	66 \pm 106
	6			
	4			
24 uren effluent zandfilter	2.880	15	2.628	984 \pm 1642
	26			
	46			
24 uren influent RWZI	204.000	n.a.	n.a.	177.000 \pm 24.000
	172.000			
	157.000			

TABEL 18 ANALYSE RESULTATEN VAN OCHTEND, MIDDAG, AVOND (STEEKMONSTERS) EN 24 UURS (DEBIET PROPORTIONELE) MONSTERS, VAN HET INFLUENT EN EFFLUENT VAN HET DISCONTINU ZANDFILTER OP RWZI SOERENDONK. DE CONCENTRATIE IS WEERGEGEVEN IN AANTAL DEELTJES (N) PER KILOGRAM MONSTER, EN HET GEMIDDELDE VAN DE 3 ANALYSES IS BEREKEND \pm DE STANDAARD DEVIATIE. VERDER IS DE MINIMUM EN MAXIMUM GEVONDEN DIAMETER VAN DE MPS IN DE VERSCHILLENDE MONSTERS WEERGEGEVEN IN μ M. WEERGEGEVEN DATA ZIJN GECORRIGEERD VOOR DE LANGE TERMIJN BLANCO

Type monster	Concentratie [n/kg]	Minimum diameter [μ m]	Maximum diameter [μ m]	Gemiddelde concentratie [n/kg] \pm st.dev
Ochtend influent zandfilter	99	10	1.296	124 \pm 46
	177			
	97			
Middag influent zandfilter	97	12	3.903	90 \pm 20
	106			
	67			
Avond influent zandfilter	77	13	1.041	80 \pm 15
	96			
	66			
Ochtend effluent zandfilter	117	11	1.332	319 \pm 366
	99			
	743			
Middag effluent zandfilter	26	11	1.364	33 \pm 21
	56			
	16			
Avond effluent zandfilter	16	16	1.770	53 \pm 36
	87			
	58			
24 uurs influent zandfilter	37	13	845	30 \pm 12
	36			
	16			
24 uurs effluent zandfilter	37	11	1.461	36 \pm 1
	36			
	36			
24 uurs influent RWZI	184.000	n.a.	n.a.	190.000 \pm 50.000
	143.000			
	243.000			

TABEL 19 MICROPLASTICS CONCENTRATIES VOOR ZOWEL LEIDEN-NOORD ALS SOERENDONK IN DEELTJES PER KG

Soort monster	Leiden Noord ¹⁾	Soerendonk ¹⁾
24 uurs Influent ZF	66 \pm 106	30 \pm 12
24 uurs Effluent ZF	984 \pm 1.642 ²⁾ , 36 ³⁾	36 \pm 1
Ochtend Influent ZF	43 \pm 16	124 \pm 46
Middag Influent ZF	100 \pm 62	90 \pm 20
Avond Influent ZF	138 \pm 26	80 \pm 15
Ochtend Effluent ZF	4 \pm 3	319 \pm 366 ²⁾ , 108 ³⁾
Middag Effluent ZF	66 \pm 53	33 \pm 21
Avond Effluent ZF	53 \pm 51	53 \pm 36
Influent ZF (gem. O+M+A)	94 \pm 54	98 \pm 33
Effluent ZF (gem. O+M+A)	41 \pm 46	135 \pm 231 ²⁾ , 59 \pm 39 ³⁾
Influent RWZI	177.000 \pm 24.000	190.000 \pm 50.000

¹⁾ Waardes zijn gecorrigeerd voor de lange termijn Blanco

²⁾ waarde inclusief uitschieter

³⁾ waarde exclusief uitschieter

Ook in deze meetcampagne is veel zorg besteed aan de nauwkeurigheid van en een representatieve bemonstering en goede homogenisatie stap tijdens de analyses. Desondanks was de spreiding binnen de triplo's zeer hoog, maar ook de minimale en maximale deeltjesgroottes die in verschillende monsters gevonden zijn (tabel 17 en 18). De mogelijke concentratie verschillen in het influent gedurende de dag, zijn reeds uitgevlakt in het influent en effluent van het zandfilter en er zijn dan ook geen fluctuaties over de dag meer te zien in de belasting en werking van het zandfilter (tabel 17 en 18).

De concentraties na zandfiltratie in Leiden Noord waren in deze meetcampagne wel statistisch significant lager dan de concentraties voor het zandfilter (tabel 17 en 18). De effluentconcentraties van het continu zandfilter in Leiden waren niet significant verschillend van de effluentconcentraties na het statische zandfilter in Soerendonk. Beide typen zandfilters hadden daarmee een zeer vergelijkbaar verwijderingsrendement van MP's. Verder was het merendeel van de deeltjes in het effluent kleiner dan 300 µm, maar er werden ook deeltjes groter dan 1 mm gevonden. In meetcampagne 1 waren de effluent MP's over het algemeen kleiner dan de MP's in het influent. Dit kan zijn omdat kleine deeltjes slechter worden ingevangen in de slibvlokken, dan wel slechter bezinken in de voorbezinktank, maar het zou ook kunnen zijn dat de deeltjes tijdens het zuiveringsproces slijten of uit elkaar vallen, met name in de zandfilters.

Eén van de 24 uren effluent monsters van Leiden Noord is een uitschieter (tabel 17). In dit monster werden zeer veel blauwe fragmenten gevonden, wat in geen van de andere monsters gevonden is. Wellicht is er op een bepaald moment een hoge concentratie van deze fragmenten in de zuivering terecht gekomen (piekbelasting), wat deze meting heeft beïnvloed. Deze meting wordt als een uitschieter gezien en niet meegenomen in de berekening van de gemiddelde effluentconcentratie. Ook kan de MP concentratie erg laag zijn in het in- en effluent van het zandfilter (<1 deeltje / L): een beperkt monstervolume (tientallen liters) kan dan valse nul resultaten opleveren. Daarom wordt aangeraden grotere volumes te bemonsteren om het verwijderingsrendement nauwkeurig te bepalen, in ieder geval grotere volumes dan nodig zijn voor de beoordeling van de voorbehandelingsprocessen en hoofdzuivering.

De influent MP concentraties in deze meetcampagne zijn zeer hoog. Het is onduidelijk waarom er zoveel hogere concentraties uitkwamen dan in de eerste meetcampagne. De resultaten zijn meermalen gecontroleerd door de VU. De analyse en monsterbereidingsmethode was wel wat aangepast (andere filters, gebruik debiet-proportionele monsternamen apparatuur, nieuwe FR-IR en andere analist): wellicht was het meetbereik groter of is dit een analisten effect. Gezien de resultaten van de eerste meetcampagne en wat in de literatuur wordt teruggevonden, lijken deze 24 uren monsters echter veel te hoge waarden aan te geven en deze worden dan ook niet meegenomen in verdere data-analyse.

5.2.2 BLANCO'S EN ACHTERGRONDRUIS

Voor meetcampagne 2 zijn de blanco's gedurende de meetperiode laag en stabiel gebleven, waardoor de waarden van de gemeten microplastics vrijwel altijd boven de detectiegrens lagen, ook na correctie. De contaminatie leek met name vanuit de lucht te komen tijdens de behandeling van de monsters: gebruikte filters werden voor gebruik gecontroleerd op vervuiling uit het fabriek, en MilliQ kon in verschillende hoeveelheden gefiltreerd worden zonder dat de blanco waarde veranderde (gemiddeld 1,4 deeltje per analyse).

5.3 VERGELIJKING VAN RESULTATEN MEETCAMPAGNES MET LITERATUUR

5.3.1 INFLUENT, EFFLUENT EN TOTAAL MP VERWIJDERINGSRENDEMENT

In de literatuur gerapporteerde RWZI effluentconcentraties variëren van 0 tot 447 deeltjes per liter. De effluentconcentraties binnen deze meetcampagnes vallen met 27, 135 en 31 n/kg binnen deze range. In meetcampagne 1 was de gemeten influentconcentratie laag (112 n/kg), waardoor het verwijderingsrendement slechts 76% was. In de literatuur wordt voor de meeste RWZI's met een nabehandelingsstap een verwijderingsrendement van boven de 97% gevonden.

Dit verwijderingsrendement is echter sterk afhankelijk van de meetnauwkeurigheid van het influent, wat moeilijk te bepalen is, omdat deze monsters relatief vies zijn. De influentconcentratie van meetcampagne 2 lag bijvoorbeeld weer veel te hoog (177.000 – 190.000 n/kg) en is daarom niet in deze berekening meegenomen (zie sectie 5.2). In de review van Sun et al. (2019), waarin de resultaten van 25 meetcampagnes zijn vergeleken, varieerden de influent MP concentraties van tussen 1 en 10.044 deeltjes per liter. De influentconcentratie van meetcampagne 1 (112 n/l) valt binnen deze range, terwijl de influentconcentratie van meetcampagne 2 hier ver buiten valt. Zoals in paragraaf 5.2.1 is aangegeven, kunnen deze afwijkende resultaten verschillende oorzaken hebben, die nu niet meer te achterhalen zijn (een meet-/analysefout, relatief laag monstervolume, de gebruikte vergroting, het analist-effect en/of de steekmonsters). De monsters die in meetcampagne 1 zijn genomen hebben net als de monsters in meetcampagne 2 een relatief laag monstervolume, maar een aanzienlijk kleinere standaardafwijking. Deze influentwaarden komen hiernaast ook overeen met de ordegroottes die in literatuur zijn gevonden (tabel 20).

TABEL 20 LITERATUURONDERZOEK VERSUS DE MEETCAMPAGNES

	Literatuuronderzoek	Dit onderzoek
Influent	1 – 10.044 n/l (Sun et al., 2019) 510 – 910 n/l (Leslie et al., 2017)	112 n/kg (meetcampagne 1, zie sectie 5.1) 177.000 – 190.000 n/kg (meetcampagne 2)
	<i>Vooral grotere MP's</i>	<i>Zowel grotere als kleinere MP's</i>
Effluent	0 – 477 n/l (Sun et al., 2019)	11 n/kg (effluent nabezinktank, meetcampagne 1) 27 n/kg (afloop zandfilter, meetcampagne 1) 135 n/kg (meetcampagne 2, Soerendonk) 31 n/kg (meetcampagne 2, Leiden-Noord)
	<i>Vooral kleinere MP's</i>	<i>Vooral kleinere MP's</i>
RWZI zuiverings efficiëntie	RWZI's met een nabehandelingsstap hadden een efficiëntie die boven de 97% lag (Sun et al., 2019)	76% (op basis van 112 n/l deeltjes in het influent en 27 n/l in het effluent na zandfiltratie) en >99% op basis van de hoge influent waarden in meetcampagne 2

In het algemeen wordt in de literatuur vaak gevonden dat meer dan 70% van de totale hoeveelheid MP's in het influent groter zijn dan 500 µm, terwijl in het effluent meer dan 90% van de MP's gemiddeld kleiner is dan 500µm. In sommige rapportages bleek zelfs grofweg 60% van de MP's kleiner dan 100 µm te zijn. De grootteverdeling van de MP's kan worden beïnvloed door de maaswijdte die wordt gebruikt voor het verzamelen van monsters, maar ook in onze meetcampagnes is gevonden dat effluent MP's procentueel kleiner zijn dan de influent MP's.

5.3.2 RIOOLSTELSEL EN SOORT AFVALWATER

Uit voorgaand onderzoek is gebleken dat het afvalwater uit gecombineerde rioolssystemen een hogere concentratie MP's bevat dan andere rioolstelsels. Dit kan deels komen door het

omliggende urbane landschap, wat een grotere hoeveelheid transport gerelateerde emissie kan bevatten. Bij het gebruik van een gescheiden rioolsysteem zouden deze MP's direct in het milieu terecht komen.

Het rioolstelsel van de twee vergeleken RWZI's is verschillend. Leiden-Noord wordt voornamelijk gevoed door middel van een gemengd stelsel (85%), terwijl Soerendonk voornamelijk van een gescheiden stelsel gebruik maakt (93%). Ook is het afvalwater zelf van andere oorsprong. Waar Leiden-Noord (continu zandfilter) huishoudelijk afvalwater zuivert, neemt Soerendonk (discontinu zandfilter) zowel industrieel (Refresco Soerendonk) als huishoudelijk afvalwater in. Op de website van Refresco wordt aangegeven dat er op dit filiaal voornamelijk producten in blik afgevoerd en verpakt worden. Het is onduidelijk of er een extra MP belasting op de RWZI Soerendonk verwerkt moet worden door de industriële lozing, het bedrijf heeft geen antwoord gegeven op vragen over het gebruik van plastic in het proces.

5.3.3 MP VERWIJDERINGSRENDEMENT PER BEHANDELSTAP IN VERGELIJKING MET DE LITERATUUR

De verwijderingsrendementen per behandelstap binnen dit onderzoek (worden in deze sectie vergeleken met de waarden die in literatuur (figuur 9) zijn gevonden en samengevat in tabel 21. Figuur 9 geeft een overzicht van de geschatte deeltjesstroom van MP's in een afvalwaterzuiveringsinstallatie gebaseerd op meerdere publicaties voor de voorbehandeling, hoofdzuivering en nabehandeling (Sun et al., 2019). De resultaten van de slibstroom zijn gebaseerd op een grove schatting die de auteurs gemaakt hebben.

De resultaten van de meetcampagnes blijven echter lastig om met voorgaand onderzoek te vergelijken, omdat zowel binnen dit onderzoek, als in de literatuur, de standaarddeviaties van de analyses relatief groot zijn. Dit is enerzijds door de moeilijkheid die het meten van MP's met zich meebrengt, en anderzijds door de verschillende meetmethodes die in de verschillende onderzoeken gebruikt worden. De standaardafwijking binnen de meetcampagnes zouden ook kunnen komen door het relatief lage monstervolume en verschillen door het nemen van steekmonsters, zodat het een momentopname van het influent betreft.

In figuur 9 is te zien dat de rapportage van Sun et al. uit gaat van andere monster locaties dan in de eerste (en tweede) meetcampagne gebruikt zijn. Het influent is in de meetcampagnes na de roostergoedverwijdering bemonstert, omdat dan al een deel van de grove vuilvracht verwijderd is en monsternamen en analyse daarmee vergemakkelijkt zou worden. Hiermee kunnen de MP concentraties wel al lager zijn dan in de literatuur.

Het verwijderingsrendement, grootte en vorm van de MP's gevonden in de meetcampagnes worden per procesonderdeel vergeleken met de literatuur:

1. VOORBEHANDELINGSSTAP (VAN MONSTERNAME PUNT A1 NAAR B1)

Op RWZI Leiden Noord, werd 94% van de MPs verwijderd in de voorbezinktank en dus slechts 6% van de MP's is nog maar aanwezig in het effluent van de voorbezinktank t.o.v. het influent. Dit is een hogere verwijdering dan plaats vindt in de biologische zuivering en nabehandeling (tabel 15). In de literatuur ligt de concentratie MP's tussen 2 en 50% van het influentwaarde ná de voorbehandeling (Sun et al., 2019). Daar wordt ook gerapporteerd dat de voorbehandeling voornamelijk effectief zijn voor grotere deeltjes (>1000 µm). Dat is niet direct te linken aan de resultaten van de meetcampagne, omdat er in dit onderzoek een onderscheid is gemaakt tussen deeltjes onder en boven de 300 µm (tabel 15). Opvallend is dat

in de meetcampagne juist alleen deeltjes groter dan 300 µm zijn aangetroffen na de voorbezinktank wat in tegenspraak is met resultaten uit de literatuur. Dit zou kunnen betekenen dat in Leiden Noord voornamelijk de kleinere MP's verwijderd worden tijdens de voorbezinking. De voorbehandeling worden in de literatuur ook beschreven als effectief in het verwijderen van vezels. Uit de resultaten van deze meetcampagne blijkt dat een grotere hoeveelheid vezels aanwezig is in het influent van de RWZI dan andere typen MP's: de MP's uit het influent bestaan namelijk voor 90-100% uit vezels, wat ook de relatief hoge verwijdering in de voorbezinktank kan verklaren. Ook het effluent van de voorbezinktank bevat voornamelijk vezels, maar wel veel minder dan het influent. Vezels worden vanwege hun vorm het makkelijkst ingevangen in slibvlokken.

Zoals eerder genoemd in H2 kunnen microbeads van polyethyleen (PE) ook effectief verwijderd worden via de drijfslag in de voorbezinktank: de lage dichtheid van PE zorgt ervoor dat deze deeltjes gaan drijven. Dit is in de resultaten van dit onderzoek echter *niet* terug te zien, omdat er zowel in het influent als effluent geen 'spheres/pellets' zijn aangetroffen. Microbeads zijn echter relatief klein (5 µm tot 1 mm), wat kan betekenen dat de kleinere microbeads onder de detectielimiet van de analyse. Met name omdat de drijfslag van de voorbezinktank veel vet bevat, was de analyse van deze monsters te lastig en te onnauwkeurig.

2. HOOFDZUIVERING: ACTIEF SLIBTANKS EN NABEZINKTANKS (VAN MONSTERNAME PUNT B1 NAAR B2 EN B3)

Tussen stap B1 en B2 neemt de hoeveelheid MP's in grote mate toe tot een waarde die zelfs 290% van de influentconcentratie is. Dit is niet onverwacht, aangezien deze monsters ook het actief slib bevatten, waarin de MP's worden ingevangen. Door de langere slibverblijftijd vindt een accumulatie van MP's plaats, wat terug te zien is in deze analysesresultaten.

De concentratie in het effluent van de nabezinktank is echter weer een stuk lager, namelijk 8% ten opzichte van het influent (92% verwijderingsrendement). Deze laatste waarde komt overeen met de MP concentratie die vermeld wordt in literatuur (0,2 - 14%). In de AT wordt het filtraat van de slibontwatering terug gevoerd. Wanneer de MP's loskomen in deze stappen, zal een hoger geconcentreerde stroom toegevoegd worden (gemeten 133 n/kg ± 119). Dit verklaart echter niet alleen de hogere concentratie, omdat de MP concentratie in het rejectiewater en het retourwater vergelijkbaar is met de influentconcentratie.

3. ZANDFILTER (VAN MONSTERNAME PUNT B3 NAAR B4)

In de nabehandelingsstap, de zandfiltratie, lijken de hoeveelheid MP's binnen de eerste meetcampagne toe te nemen. Ook al is de toename in microplasticsconcentratie van 8% t.o.v. de influentconcentratie naar 24%, toch is het statistisch geen significant verschil door de grote spreiding in analysedata. De toename heeft zeer waarschijnlijk te maken met breuk van de plasticdeeltjes, omdat ook de grootte van de deeltjes afneemt. Er reist dan de vraag of dit inderdaad een afname in verwijderingsrendement is: het laat in ieder geval zien dat het aantal deeltjes per liter wellicht geen goede parameter is voor de bepaling van de werking van bepaalde technologieën. Beter is te zoeken naar een betrouwbare meetmethode die concentraties aan plastic kan meten in mg/l. Wel is deze gemeten toename de beweegreden geweest voor meetcampagne 2. In meetcampagne 2 werd geen extra verwijdering door de continue en statische zandfilters aangetoond. In de literatuur wordt een geringe tot relevante extra verwijdering door zandfiltratie gerapporteerd, namelijk 0,1% - 12% (figuur 9), afhankelijk van de MP concentratie na de nabezinktank. De zandfiltratie moet dan ook voornamelijk gezien worden als een extra polijst stap. In de literatuur wordt aangegeven dat er na de effluent nabehan-

deling vooral zeer kleine MP's voorkomen (20–100 µm en 100–190 µm). In de meetcampagne was ook 65% van de MP deeltjes kleiner dan 300 µm.

Ná de zandfiltratie bleken de fracties met de kleinste groottes (<300 micrometer) het meest voorkomend, wat overeenkomt met de literatuur. **De voorbezinking blijkt zowel in literatuur als in dit onderzoek het meest effectief in de verwijdering van MP's.** In zuiveringen zonder voorbezinking, zullen de meeste deeltjes worden afgevangen met het actief slib en verwijderd worden in de nabezinktank.

TABEL 21 VERGELIJKING VAN VERWIJDERINGSRENDEMENTEN, GROOTTES EN VORM VAN MP'S TUSSEN VOORGAAND EN HUIDIG ONDERZOEK PER RWZI BEHANDELSTAP

	MP concentratie t.o.v. influent: percentage MP's dat na de zuiveringsstap nog aanwezig is	
	Literatuuronderzoek	Dit onderzoek
Voor-behandeling (A1 naar B1)	Sun et al., 2019: 2-50% Voorbehandeling: 41-65%	Voorbezinking: 6% Valt binnen de 2-50% beschreven in Sun et al., 2019
	Vooral effectief op grotere deeltjes (>1.000 µm – 5.000 µm) en op vezels.	Vooral effectief op kleinere deeltjes (< 300 micrometer). Dit komt niet overeen met de literatuur.
		Zowel influent als effluent van de voorbezinktank bevat voornamelijk vezels.
Biologische zuivering (B1 naar B2 naar B3)	Actief slib tank: 0,2-14% Verwijdert vooral fragmenten (niet de vezels)	Actief slib tank: 8% Valt binnen de 0,2-14% beschreven in Sun et al., 2019
	Lijkt ook vooral grotere MP's te verwijderen	Over effectiviteit van grootte MP's niets te zeggen, omdat er na voorbehandelingsstap 100% grote deeltjes (>300 micrometer) in de monsters werd aangetroffen.
Nabehandeling (B3 naar B4)	Nabehandeling: 0,1% –2% Verwijdert meestal >95% van het effluent Relatief aantal vezels toegenomen	Nabehandeling: 26% Dit is hoger dan is gevonden in literatuur, en een toename van MP na zandfiltratie. Dit is ook de beweegreden voor meetcampagne 2, zie sectie 5.3. In meetcampagne 2 is er een extra MP verwijdering van 33% tot 64% door de zandfiltratie
	Verwijdert voornamelijk grotere MP's >190 µm	Vooral effectief op grotere deeltjes (> 300 micrometer). Dit komt overeen met literatuur.

5.3.4 SLIBLIJN TEN OPZICHTE VAN LITERATUUR

De MP concentratie in het slib varieerde van ~400 tot 7.000 deeltjes / kg NG (nat gewicht) of ~1.500–170.000 deeltjes / kg DS (droge stof). De grote variatie in MP-concentratie in slib bevestigd de lastige meting en de meet onnauwkeurigheid.

De grootte van de MP's die in literatuur in het zuiveringsslib zijn gevonden, bleken significant af te wijken van die in het afvalwater. De gemiddelde grootte van MP's uit slib was groter dan van de MP's gevonden in de waterlijn, inclusief de MP's aangetroffen in het effluent van de RWZI. Ook dit duidt op een betere verwijdering van grotere MP's dan de kleinere. Met betrekking tot de MP-vorm, hebben meerdere studies aangetoond dat een ruime meerderheid (tussen 63 en >80%) van de MP's in het slib vezels zijn. Synthetische vezels zijn zelfs voorgesteld als indicator voor MP's in het slib op het land (Zubris and Richard, 2005).

Zoals al aangegeven in paragraaf 5.2, kwam er uit de eerste monsternames al naar voren dat de gebruikte analysetechnieken niet toereikend waren voor de slibanalyse, vanwege de zeer hoge organische stof concentratie in het slib. Het grootste struikelblok was het scheiden van de MP's van de matrix waarin zij zich bevonden, omdat organisch materiaal een soortgelijke

dichtheid heeft als vele plastics. Binnen dit onderzoek zijn er enkel resultaten behaald voor de bemonsteringslocaties van het ingedikte slib (C3) en het spuislib (C2). De concentratie in het spuislib was 532 deeltjes per kg en valt in de range in Sun et al. (2019). Het ingedikte slib had drie analyses met resultaten beneden de detectie limiet, één meting van 29 n/kg en één van 1.036 n/kg. Ook in andere onderzoeken blijkt dat wanneer onderzoekers er in geslaagd zijn wel meerdere monsters te analyseren, er al snel een grote variatie in de analyseresultaten is.

Het formaat van de MP's in bovengenoemde monsters bestonden, in tegenstelling tot literatuur, voornamelijk uit kleine MP's (<300 micrometer). Wat wel overeenkomt met de literatuur is dat er met name vezels in het slib worden aangetroffen.

5.3.5 BLANCO'S, ACHTERGRONDRUIS EN ATMOSFERISCHE DEPOSITIE TEN OPZICHTE VAN DE LITERATUUR

In een stedelijke omgeving is er volgens Dris et al., 2015 meer atmosferische depositie dan in elders, met een jaarlijks gemiddelde van 110 deeltjes / m² / dag (STD = 96). Binnen dit onderzoek is de hoeveelheid atmosferische depositie als verwaarloosbaar genomen, omdat dit enkel 0,05% - 0,1% bijdroeg aan de totale hoeveelheid microplastics in het effluent. Dris et al., 2015 geeft aan dat de atmosferische depositie aanzienlijk kan variëren per locatie, maar ook met regenval of door het jaar heen. De meting in dit onderzoek was tijdens droog weer, alleen op de meetdag in voorjaar. De twee gelukte AF monsters binnen dit onderzoek bestonden vooral uit vezels wat overeenkomt met de literatuur.

5.4 OORZAAK VERSCHILLEN IN RESULTATEN TUSSEN ONDERZOEKEN

Wat dit onderzoek en literatuuronderzoek heeft laten zien is dat de resultaten enorm kunnen verschillen en uit elkaar kunnen liggen. Hier zijn mogelijk enkele verklaringen voor.:

MAASWIJDTES EN ANDERE VERSCHILLEN METHODIEK

In elk onderzoek gebruik gemaakt van verschillende maaswijdtes in de monsternamen of monstervoorbereiding, variërend van 2,7µm tot meer dan 500µm: een kleine maaswijdte vangt natuurlijk meer MP's in dan een grote maaswijdte, maar zal ook eerder verstoppert. Daarnaast kan men met microscopie analyseren met verschillende vergrotingen (bijvoorbeeld 40x of 100x vergroting), waardoor de resolutie groter zal zijn met een grotere vergroting en er dan dus meer MP's geteld kunnen worden. Wanneer er zeer veel deeltjes te zien zijn, is tellen zeer arbeidsintensief en zal maar een fractie van een sample, een sub-monster, geanalyseerd worden. Hoe groter de vergroting, hoe kleiner de deeltjes die nog geteld worden, en hoe kleiner dus het sub-monster zal zijn.

ANALISTEN EFFECT

Het tellen van deeltjes handwerk en is daarmee maar tot op zekere hoogte kwantitatief. De analist moet goed getraind zijn om de MP's te kunnen onderscheiden van andere deeltjes. Door training en controle op tellingen zal de kans op fouten verkleind worden.

HOMOGENITEIT VAN HET MONSTER

Wanneer er uitgegaan wordt van een homogene MP verdeling op het filter, kan dit leiden tot overschattingen of onderschattingen als niet het hele filter geteld wordt en er toch concentraties van MP's op specifieke plekken op het filter blijken te zitten.

Ook inhomogeniteit van de genomen monsters en kleine monsternamen volumes kunnen een rol spelen bij grote variaties tussen monsters en verschillende onderzoeken.

DETECTIELIMIET

Het detectielimiet speelt bij de analyse een rol waardoor kleine deeltjes niet gedetecteerd kunnen worden, bijvoorbeeld met de FT-IR.

MONSTERNAME DAGEN

De meeste onderzoeken hebben maar een beperkt aantal monstername campagnes. Daarmee wordt een momentopname genomen van de RWZI. Dit kan een niet representatief beeld veroorzaken over de zuivering en de verwijderingsrendementen. Daarbij zijn door het beperkte aantal monsters en de hoge analysekosten per monster, de influent- en effluentmonsters niet altijd volledig vergelijkbaar. Daarvoor zou een langere meetcampagne nodig zijn.

BLANCO'S EN ATMOSFERISCHE DEPOSITIE

Binnen dit onderzoek is de hoeveelheid atmosferische depositie als verwaarloosbaar genomen. Afhankelijk van het oppervlakte van de open tanks, de weersomstandigheden en locatie van de zuivering, is de bijdrage van de Atmosferische depositie wellicht niet altijd te verwaarlozen.

GEBREK AAN STANDAARD METHODE EN INTERNATIONAAL PROTOCOL

Al zijn meerdere studies ook binnen dit rapport met elkaar vergeleken, moet er rekening worden gehouden met het feit dat er geen standaardisatie of internationaal meet protocol ten aanzien van MP's is. Dit maakt het lastig om verschillende onderzoeken direct met elkaar te vergelijken of tegenover elkaar uit te zetten.

5.5 ROL VAN RWZI IN DE AFVALWATER CYCLUS

In Nederland gaat 98,8% van het huishoudelijke afvalwater naar een RWZI, de 1,2% van het afvalwater dat via een IBA of direct geloosd wordt, zorgt ook voor MP's in het milieu (figuur 7). Echter, met een verwijderingsrendement van 76-97% is de emissie die veroorzaakt wordt door lozing van het effluent vanuit een RWZI (in hoeveelheden MP's) meer dan die van de afvalwaterstromen die niet via de RWZI gaan, zelfs als onbehandelde afvalstromen worden meegeteld (tabel 22). Dit onderstreept het beeld dat, op het gebied van afvalwater en MP-onderschepping, de aandacht voor MP's bij de RWZI zou moeten liggen om te voorkomen dat MP's in het milieu terecht komen. Dit is natuurlijk het geval in Nederland, waar de rioleringsinfrastructuur zeer goed is georganiseerd. Uit dit onderzoek is echter gebleken dat het installeren van zandfilters niet een volledige oplossing zal zijn: wanneer zandfilters toegepast worden is de extra MP verwijdering, als die optreedt, een mooie bijvangst. Ook voor de MP vervuiling geldt dat het beter is om de vervuiler bij de bron aan te pakken: zoals filters op wasmachines (die geleegd worden in de prullenbak en niet afgespoeld onder de kraan!), meer slijtvaste kleding (liefst van natuurlijke stoffen) en maatregelen in plastic producerende of verwerkende industrieën. Gebaseerd op de resultaten zitten er gemiddeld 112.000 deeltjes in 1 m³ rioolwater. Hiervan wordt 0,2% zonder zuivering op het oppervlaktewater gestort via een overstort: een combinatie van hemelwater en afvalwater. Via verkeerde aansluitingen komt er 0,4% van het afvalwater ongezuiverd op het oppervlaktewater terecht, en 0,3% komt direct ongezuiverd op in het milieu terecht. In tabel 22 wordt geïllustreerd wat dit betekent voor de MP lozing vanuit rioolwater naar het oppervlaktewater. De kolom "komt terecht in" geeft aan of de MP's voorgoed uit het milieu in de huidige praktijk worden verwijderd door verbranding, of in het milieu terecht komen (bodem of oppervlakte water).

TABEL 22 FRACTIE AFVALWATER VOLUME IN NEDERLAND EN WAAR HET TERECHT KOMT

Fractie afvalwater volume Nederland	% MP's t.o.v. wat aanwezig is in het ongezuiverde afvalwater (Afgerond in deeltjes per 1 m ³)*	Komt terecht in
RWZI: 98,8% van al het ongezuiverde afvalwater gaat naar de RWZI met een MP verwijderingsrendement van 76-97%***	76% - 97% (85.000 - 108.500 MP's / m ³)	RWZI zuiveringsstappen of afgevangen in slib**. Dit komt dus niet in het milieu terecht, mits het slib verbrand wordt
	3% - 24% (3.400 - 27.000 MP's / m ³)	Effluent RWZI op oppervlaktewater
Ongezuiverd: 0,7-0,9% van al het rioolwater komt ongezuiverd in het milieu terecht via foute aansluitingen, via ontheffingsgebieden via overstort	<0,9% (<1.000 MP's / m ³)	Oppervlaktewater
IBA: 0,1% waarvan een groot deel van de MP's waarvan verwacht wordt dat een groot deel van de MP's in het slib van de individuele zuivering wordt afgevangen	Verwaarloosbaar	Mits het slib wordt verbrandt, komt hier weinig van in het milieu terecht
Ongezuiverd: 0,2%	0,2% (500 MP's / m ³)	Bodem
Totaal	100% (112.000 MP's/m ³)	

*Uitgaande van 112.000 MP's per 1 m³. Ofwel voor elke m³ afvalwater worden zoveel deeltjes in het milieu geloosd.

** Vanwege de uitdagingen omtrent het meten van slib is er geen massabalans mogelijk waarmee een nauwkeurig onderscheid gemaakt kon worden waar de verhouding tussen de verwijdering via het slib en via de zuiveringsstappen duidelijk was

*** Verwijderingsrendement op basis van dit onderzoek (76%) en literatuur (tot aan 97%).

5.6 ALGEMENE DISCUSSIE

In deze discussie worden de resultaten verder in het algemeen geïnterpreteerd en gekoppeld aan verwachtingen. Ook worden de beperkingen en implicaties van het onderzoek besproken en suggesties gedaan.

Pas met alternatieve of verbeterde meettechnieken zal het mogelijk zijn om een sluitende massabalans op te stellen voor de RWZI.

De resultaten hebben laten zien dat het op het moment niet mogelijk is om een sluitende massabalans te krijgen. Pas wanneer er beschikking is tot alternatieve of verbeterde meettechnieken, die MP's ook van bio-organische matrixen kunnen scheiden, zal er een betere massabalans opgesteld kunnen worden. Ook andere MP onderzoeken beschrijven dit probleem, waardoor kwantitatieve conclusies omtrent verbeterde MP verwijdering met bepaalde technologieën uit (nog) niet mogelijk zijn. Wel geven de resultaten binnen de gepresenteerde meetcampagnes en in voorgaande onderzoeken inzicht in de grove verwijderingsmarges per stap in het zuiveringsproces.

Vooraf de voorbehandeling en biologische zuivering zijn effectief in het verwijderen van MP's. Hierdoor kunnen zandfilters, of andere nabehandlingsstappen, nog maar weinig extra bijdragen in de verwijdering.

Met een totaal verwijderingsrendement van 76-97%, verwijdert de RWZI het een groot deel van de (meetbare) MP's. Het merendeel hiervan wordt verwijderd via het slib in de voor- en nabezinktank. Het zijn vooral vezels die hier vanwege hun vorm makkelijk worden afgevangen, maar ook de MP's met een dichtheid lager dan water (beads, snippers) worden vanwege hun drijvend vermogen verwijderd via de drijfslag in de bezinktanks, terwijl de MP's met een hoge dichtheid bezinken. De tweede meetcampagne bevestigt dat het grootste deel van de

MP's al voor het zandfilter uit het water verwijderd is. Het aantal deeltjes dat het zandfilter bereikt is dus laag en komt nog maar *net* boven de detectiegrens van de analytische methode uit.

Kleine MP's zijn lastig te verwijderen, maar ook lastig te meten

De resultaten laten zien dat 'size does matter'. Er zijn verschillende soorten, maten en grootte deeltjes die elk een ander gedrag hebben binnen de RWZI. Het blijkt dat, hoe kleiner het microplastic deeltje is, hoe moeilijker deze te verwijderen is, wat overeenkomt met resultaten uit meerdere voorgaande onderzoeken. Over het gedrag en de verwijdering van de allerkleinste MP's, is nog geen inzicht, omdat deze onder de detectielimiet vallen.

Winst in het verwijderingsrendement van de RWZI kan vooral behaald worden door optimalisatie van de voorbehandeling en biologische zuivering en verwijdering MP's uit de retour waterstromen.

Voordat men gaat investeren in (onderzoek naar) nabehandelingsstappen voor de verwijdering van MP's, wijzen de resultaten en literatuur er al op dat er waarschijnlijk weinig extra verwijdering te behalen is met een geoptimaliseerde nazuivering. Het is daarom beter is om de aandacht te leggen bij een beter begrip van de verwijdering in de voorbehandeling en biologische zuivering. Er zou meer aandacht besteed kunnen worden aan (beïnvloeding van) de relatieve dichtheid van de MP's, verbeterde vlokvorming om MP's in te vangen, toepassing van coagulanten en/of flocculanten in de bezinking, en de invloed van invanging van MP's in de drijfslag in combinatie met verbeterde drijfslagverwijdering.

Een andere onderbelichte stroom in literatuur is het retourwater na slibontwatering. In de meetcampagne werden er veel "naaldjes" gevonden in het retourwater. Het is onduidelijk waar deze precies vandaan kwamen, wellicht uit het toegevoegde poly-elektrolyt. Deze naaldjes werden wel weer ingevangen in het actief slib. Wanneer MP's loslaten in de gisting en ontwatering, moeten ze weer worden afgevangen in de actiefslibtanks. Uitgaande van "wat er niet inkomt, hoeft er ook niet uit" lijkt het vanzelfsprekend om nader onderzoek te verrichten naar de terugvoer van MP's via de rejectie- en retourwater stromen.

Ook bij deze suggesties geldt weer dat de meettechnieken en/of methoden eerst zodanig ontwikkeld moeten zijn dat er betrouwbare uitspraken over het gedrag van MP's in het slib of de vuilwaterstromen gedaan kunnen worden. Wellicht zijn de nabehandelingsstappen wel efficiënt in het verwijderen van de kleinste MP's, die nu nog niet meetbaar waren in deze meetcampagne.

Het is belangrijk dat de MP's die zijn afgevangen in de RWZI, niet alsnog in het milieu terecht komen.

De resultaten van de meetcampagne en internationale onderzoeken suggereren dat het merendeel van de verwijderde MP's in het slib terecht komt: dit is ook te beredeneren, want MP's zijn niet of nauwelijks afbreekbaar en kunnen dus niet anders dan met het slib afgevoerd worden uit de RWZI. Microplastics die in het zuiveringsslib terecht komen worden in Nederland verbrand. In vele andere landen wordt slib in biosolids omgezet waardoor 85-96% van de opgevangen microplastics alsnog weer via landbouw het milieu in komt. Door die mest over het land uit te rijden, komen de microplastics overal terecht, ook weer op het oppervlaktewater door afspoeling.

Het terugspoelwater van het zandfilter wordt weer terug gestuurd naar de waterlijn. In Leiden-Noord komt dit in de aeratietank. De MP's die dus eventueel tegengehouden worden in het zandfilter, worden weer in het proces terug gebracht. In meetcampagne 1 was de MP concentratie in het terugspoelwater erg laag (9 n/l en onder de detectielimiet), wat in lijn was met de gemeten slechte verwijdering van MPs in het zandfilter. In dit geval zal het terugvoeren van het terugspoelwater uit het zandfilter geen negatieve invloed hebben op de totale verwijdering. Echter, als het zandfilter wel veel MP's afvangt, kan terugvoer naar de voorbezinktank met een eventuele extra flocculanten dosering misschien een beter alternatief zijn, om ze eerder in het zuiveringsproces te verwijderen.

Het zand dat afgevangen wordt in een zandvang of de cyclonen wordt vaak opgewerkt voor verdere toepassing. In deze meetcampagne is deze zandfractie niet geanalyseerd; plastics die hierin terecht kunnen komen zijn ofwel groot of fragmenten met een hoge dichtheid, die door bezinking en cycloon afscheiding in het zand kunnen terecht komen. In een vervolgstudie zou nader bepaald kunnen worden om hoeveel plastic dit zou gaan en wat de route is van deze plastics in de opwerking en gebruik van het zand. Natuurlijk moeten deze resultaten vergeleken worden met de resultaten van het gebruik van zand uit andere (rest)stromen, want wellicht zijn de MP concentraties in andere stromen nog veel hoger.

Nederland staat bij de wereldtop wat microplasticsverwijdering betreft.

Wij als Nederland behoren bij de wereldtop als het om verwijdering van MP's uit afvalwater gaat. Dit ligt aan het feit dat bijna 98% van het Nederlandse afvalwater wordt gezuiverd in RWZI's en dat het zuiveringsslib niet wordt uitgereden over of gebruikt wordt op het land, zoals in de meeste landen in de EU, Canada, en de VS. 11% van het Europese slib wordt verbrand, 37% wordt in de landbouw gebruikt, 35-45% komt in vuilstort terecht en 12% wordt in bosbouw en landwinning gebruikt (Fytli en Zabaniotou 2008). Wereldwijd hebben meer dan 6 miljard mensen geen toegang tot afvalwaterzuivering, in arme landen wordt 92% van het afvalwater ongezuiverd geloosd, en zelfs in rijke landen gaat ca. 30% van het afvalwater ongezuiverd het oppervlaktewater in. Terwijl ca. 7,8 miljard mensen wereldwijd wel synthetische kleding dragen, plastic producten gebruiken, en producten waar microbeads in verwerkt zitten.

De analyse van microplastic wordt steeds beter, maar er moet (onderzoeks)aandacht aan meettechnieken, standaardisatie en (inter)nationale meetprotocollen gegeven worden.

Microplastics worden over de hele wereld geanalyseerd door middel van telling van deeltjes. Dit komt doordat de polymeer detectietechnieken alleen de chemische samenstelling van deeltjes kunnen weergeven, en niet de massa of het volume van plastic in een monster. Door verschil in dichtheid en grootte is het totaal aantal deeltjes in een monster niet evenredig met de totale massa plastic in het monster.

μ -FTIR (of Raman) is beperkt toepasbaar voor monitoring, omdat identificatie van hele kleine deeltjes lastig is: het materiaal aan de buitenkant is vaak verweerd en flinterdun. Hierdoor is het lastig om een betrouwbaar spectrum te krijgen. Ook kunnen bepaalde kleurstoffen voor fluorescentie zorgen, wat veel extra werk *in silico* veroorzaakt om het polymerspectrum te scheiden van het kleurstof spectrum. Deze problemen worden deels opgelost met massaspectrometrie-technieken. Massaspectrometrie heeft echter beperkingen: het geeft geen informatie over aantal deeltjes, grootte of vorm van de deeltjes.

Kortom, de analyse van microplastics is moeilijk, mede door het zeer grote aantal mogelijke chemische samenstellingen die in één analyse bepaald moet worden. Er zijn inmiddels meer

dan 8000 plastic materialen op de wereldmarkt volgens de database van de plastic industrie (www.campusplastics.com). Nauwkeurigere analyses voor MP concentraties, ook in monsters met hoog organischestofconcentraties, zijn in ontwikkeling. Daarnaast wordt momenteel in verschillende gremia gesproken over het standaardiseren van het monsternamen- en meetprotocol voor MP's om onderzoeken wereldwijd met elkaar te kunnen vergelijken.

Om MP-emissie terug te dringen moet de ambitie in Nederland vooral liggen bij een *schone productie en voorkomen van verspreiding via afvalwater*.

Voorkómen is beter dan onderscheppen. Om het echte probleem rondom MP's aan te pakken zou via beleidsmaatregelen emissies van MP's naar het rioolwater voorkómen moeten worden. De plasticindustrie zelf zou daarin gestimuleerd moeten worden, om maatregelen te nemen in productieketens, toepassingen van microbeads en productie van slijtvastere stoffen voor o.a. de kledingindustrie. Redenen hiervoor zijn:

- *Zelfs met een (theoretisch) verwijderingsrendement van >99% zullen er aanzienlijke hoeveelheden MP's vanuit onze afvalwatercyclus via de RWZI in het oppervlaktewater terecht blijven komen.*
Een deel van het afvalwater met de hoge concentraties MP's zal nog altijd in het oppervlaktewater terecht komen door foute aansluitingen in gescheiden rioolstelsels, lekkages of door regenwater overstorten (1,2%). Zelfs bij een hoge verwijdering en een lozing van 1 MP deeltje per liter, is dat met de hoeveelheid Nederlands effluent (5,3 miljoen m³ per dag) nog steeds 5 miljard deeltjes. Afhankelijk van de grootte van deze deeltjes betekent dit dus tientallen tot honderd(en) kilo's plastic per dag in Nederland, laat staan in het hele stroomgebied van Maas en Rijn.
- *Nederland staat al aan de wereldtop op het gebied van MP verwijdering. maar wereldwijd is verwijdering uit rioolwater geen oplossing voor MP emissie door het gebrek aan RWZI's*
Het overgrote deel van de bevolking wereldwijd heeft geen toegang tot afvalwaterzuivering: MP verwijdering via de RWZI is dus alleen een oplossing voor de landen met hoog percentage aansluiting op het riool. Ontwikkeling van MP vrije producten en slijtvaste materialen is daarom tevens een oplossing voor allerlei landen die geen hoogwaardige waterzuivering hebben. Nederland zou via stimulering van deze ontwikkeling een voortrekkersrol kunnen nemen.
- *MP's verwijderen in de RWZI is een end-of-pipesolution: een bronaanpak is over het algemeen effectiever dan de end-of-pipe aanpak door verdunning, slijtage en biofilmgroei tijdens het transport naar de RWZI*

6

CONCLUSIE EN AANBEVELINGEN

Het doel van dit onderzoek was om een MP massabalans op te stellen van de RWZI, met extra nadruk op de zandfiltratie als effluent nabehandelingsschapel. De twee meetcampagnes en literatuurstudies leiden tot de volgende conclusies:

- Over het algemeen kunnen we concluderen dat MP's voor een groot deel worden verwijderd door RWZI's, namelijk gemiddeld 76-97% uit eigen meetcampagne en literatuur. Met name de voor- en nabezinking waren zeer effectief in het verwijderen van MP's, omdat MP's in de slibvlokken worden ingevangen en zo bezinken.
- Fluctuerende analyseresultaten van de steekmonsters beïnvloeden dit percentage in grote mate: effluentmetingen van de nabezinktank in meetcampagne 1 leverde 3 maal 100% verwijdering op, en 3 monsters met respectievelijk 93%, 89% en 70%. Het effluent van het zandfilter bevatte in meetcampagne 1 meer MP's, waardoor de RWZI een verwijderingspercentage van gemiddeld 76% liet zien (100%, 92%, 40%, 68% en 79%)
- In meetcampagne 1 was het aantal deeltjes na zandfiltratie groter dan voor zandfiltratie. De deeltjes waren echter kleiner. Het kan zijn dat er breuk ontstaat in het zandfilter onder invloed van het bewegende zand. Dit had een negatief effect op het verwijderingsrendement. Dit laat zien dat aantal deeltjes wellicht niet de juiste parameter is om het verwijderingsrendement in uit te drukken en dat er beter overgegaan kan worden op methoden die concentraties meten.
- In meetcampagne 2 is een statisch en een continu zandfilter onderzocht op extra MP verwijdering. Het statisch zandfilter (Soerendonk) liet geen significante additionele MP verwijdering zien. Bij het continu zandfilter (Leiden-Noord) was wel een kleine significante afname in meetcampagne 2, in tegenstelling tot de resultaten in meetcampagne 1.
- Effluentconcentraties in de ochtend, middag en avond waren vergelijkbaar.
- Op het moment van het analyseren van de monsters van de meetcampagnes, waren de meettechnieken niet toereikend om een sluitende massabalans te maken. Eerst zijn analyse methoden en een internationaal meetprotocol nodig om accuraat de concentraties in het vuile water en slib te kunnen meten. Daarna kan een betere balans gemaakt worden en vergeleken worden met ander (internationaal) onderzoek. MP's in slib zijn echter zeer lastig te meten door:
 - Het inhomogene karakter van slib. In vloeistof is het makkelijker om de MP's gelijkmatiger te bemonsteren; toch komt ook in watermonsters inhomogeniteit voor door de dichtheidsverschillen van de MP's, waardoor ze drijven, zweven of juist bezinken.
 - Het scheiden van MP's en de organische matrix is moeilijk, vanwege de gelijke dichtheid en de biofilms die op de plastics groeien. Oxideren van de organische fractie leidt tot breuk en slijtage. Hierdoor bleek het analyseren van 'vuile' afvalwatermonsters en slib niet altijd mogelijk.

- Atmosferische depositie lijkt binnen de RWZI een minimale bijdrage te leveren aan totale effluentconcentraties en daarom verwaarloosbaar te zijn. Literatuuronderzoek wijst uit dat regenweer leidt tot een hogere atmosferische depositie; plastic uit de lucht kunnen dus weldegelijk een substantiële bijdrage leveren aan de MP's die afspoelen naar het oppervlaktewater binnen het beheersgebied.

ROL VAN RWZI

De RWZI verwijdert het merendeel van de MP's uit het rioolwater. Desondanks, door de grote volumes, levert dit effluent een grotere bijdrage aan de totale MP emissie dan de andere (onbehandelde) lozings in de Nederlandse afvalwater cyclus. Zelfs met een hoog verwijderingsrendement van de RWZI komt er nog een aanzienlijke hoeveelheid MP's in het oppervlaktewater terecht. Desondanks is door het hoge percentage gezuiverd afvalwater in Nederland (98,8%) onze MP verwijdering zeer goed te noemen ten opzichte van andere landen, waar een minder groot percentage van het afvalwater daadwerkelijk gezuiverd wordt.

De MP's uit het afvalwater worden niet verwijderd, maar ingevangen in het primair en spuislib of afgevangen in zandfilter of de zandvang. Daarom is het van belang zorg te (blijven) dragen dat deze MP's niet alsnog in het milieu terecht komen via hergebruik grondstoffen, zand of inzet van slib als bodemverbeteraar.

De gebruikelijke nabehandeling met zandfiltratie heeft weinig effect op de MP's in het effluent van de RWZI. Daarom is een verlaging in het verwijderingsrendement beter te behalen door meer aandacht voor het flocculatie proces in de bezinktanks, waardoor de MP's beter in de vlokken ingevangen worden, meer aandacht verwijdering in het retourwater uit de sliblijn, en vooral zal inzet rondom maatregelen aan de bron het meeste effect sorteren. Alle plastics die niet in het afvalwater komen, hoeven er ook niet uit tenslotte.

7

LITERATUUR

Amato-Lourenço, L.F., dos Santos Galvão, L., de Weger, L.A., Hiemstra, P.S., Vijver, M.G., Mauad, T. (2020). An emerging class of air pollutants: Potential effects of microplastics to respiratory human health? *Science of The Total Environment*, 749, 141676.

Amelia, T.S.M., Khalik, W.M.A.W.M., Ong, M.C. *et al.* (2021) Marine microplastics as vectors of major ocean pollutants and its hazards to the marine ecosystem and humans. *Prog Earth Planet Sci* 8, 12.

Ambrosini, R., Azzoni, R.S., Pittino, F., Diolaiuti, G., Franzetti, A. and Parolini, M., 2019. First evidence of microplastic contamination in the supraglacial debris of an alpine glacier. *Environmental pollution*, 253, pp.297-301.

Bergmann, M., Peeken, I., Beyer, B., Krumpfen, T., Primpke, S., Tekman, M.B. and Gerdtts, G., 2016. Vast quantities of microplastics in Arctic Sea Ice—a prime temporary sink for plastic litter and a medium of transport. *Fate and impact of microplastics in marine ecosystems*, pp.75-76.

Bergmann, M., Mützel, S., Primpke, S., Tekman, M.B., Trachsel, J. and Gerdtts, G., 2019. White and wonderful? Microplastics prevail in snow from the Alps to the Arctic. *Science Advances*, 5(8), p.eaax1157.

Besley, A., Vijver, M.G., Behrens, P. and Bosker, T., 2017. A standardized method for sampling and extraction methods for quantifying microplastics in beach sand. *Marine Pollution Bulletin*, 114(1), pp.77-83.

Boffey, D., 2019. *Ocean cleanup device successfully collects plastic for first time*. [online] the Guardian. <https://www.theguardian.com/environment/2019/oct/03/ocean-cleanup-device-successfully-collects-plastic-for-first-time> Bezocht op 1 November 2020.

Campus Plastics. 2021. A material information system for the plastics industry. CWFG mbH, Frankfurt am Main. <https://www.campusplastics.com/>. Bezocht op 1 november 2020.

Carbery, M., O'Connor, W. and Palanisami, T., 2018. Trophic transfer of microplastics and mixed contaminants in the marine food web and implications for human health. *Environment international*, 115, pp.400-409.

Carr, S.A., Liu, J. and Tesoro, A.G., 2016. Transport and fate of microplastic particles in wastewater treatment plants. *Water research*, 91, pp.174-182.

Cole, M., Lindeque, P., Halsband, C. and Galloway, T.S., 2011. Microplastics as contaminants in the marine environment: a review. *Marine pollution bulletin*, 62(12), pp.2588-2597.

Dris, R., Gasperi, J., Rocher, V., Saad, M., Renault, N. and Tassin, B., 2015. Microplastic contamination in an urban area: a case study in Greater Paris. *Environmental Chemistry*, 12(5), pp.592-599.

Dris, R., Gasperi, J., Saad, M., Mirande, C. and Tassin, B., 2016. Synthetic fibers in atmospheric fallout: a source of microplastics in the environment?. *Marine pollution bulletin*, 104(1-2), pp.290-293.

ECHA, 2021. Microplastics. An Agency of the European Union, <https://echa.europa.eu/hot-topics/microplastics>. Bezocht op 19 Augustus 2021.

Filella, M., 2015. Questions of size and numbers in environmental research on microplastics: methodological and conceptual aspects. *Environmental Chemistry*, 12(5), pp.527-538.

Fytli, D. and Zabaniotou, A., 2008. Utilization of sewage sludge in EU application of old and new methods—a review. *Renewable and sustainable energy reviews*, 12(1), pp.116-140.

Global Water Research Coalition - GWRC. Microplastics in Wastewater Summit, 12 Februari 2020. St Germain, Parijs, Frankrijk.

Goodman, K.E., Hare, J. T., Khamis, Z. I., Hua, T. and Sang, Q. X. A. (2021). Exposure of Human Lung Cells to Polystyrene Microplastics Significantly Retards Cell Proliferation and Triggers Morphological Changes. *Chem. Res. Toxicol.* 34 (4), pp. 1069–1081.

Hermesen, E., Pompe, R., Besseling, E. and Koelmans, A.A., 2017. Detection of low numbers of microplastics in North Sea fish using strict quality assurance criteria. *Marine pollution bulletin*, 122(1-2), pp.253-258.

Hernandez, L.M., Xu, E.G., Larsson, H.C., Tahara, R., Maisuria, V.B. and Tufenkji, N., 2019. Plastic teabags release billions of microparticles and nanoparticles into tea. *Environmental science & technology*, 53(21), pp.12300-12310.

Huerta Lwanga, E., Gertsen, H., Gooren, H., Peters, P., Salánki, T., Van Der Ploeg, M., Besseling, E., Koelmans, A.A. and Geissen, V., 2016. Microplastics in the terrestrial ecosystem: implications for *Lumbricus terrestris* (Oligochaeta, Lumbricidae). *Environmental science & technology*, 50(5), pp.2685-2691.

Isobe, A., 2016. Percentage of microbeads in pelagic microplastics within Japanese coastal waters. *Marine pollution bulletin*, 110(1), pp.432-437.

Jiang, C., Yin, L., Li, Z., Wen, X., Luo, X., Hu, S., Yang, H., Long, Y., Deng, B., Huang, L. and Liu, Y., 2019. Microplastic pollution in the rivers of the Tibet Plateau. *Environmental Pollution*, 249, pp.91-98.

Johnson, S., 2019. 'It is raining plastic': Microplastics found in U.S. rainwater. Big Think. <https://bigthink.com/surprising-science/microplastics-rainwater>. Bezocht op 1 november 2020.

Kedzierski, M., Lechat, B., Sire, O., Le Maguer, G., Le Tilly, V. and Bruzaud, S., 2020. Microplastic contamination of packaged meat: Occurrence and associated risks. *Food Packaging and Shelf Life*, 24, p.100489.

- Klein, S., Dimzon, I.K., Eubeler, J. and Knepper, T.P., 2018. Analysis, occurrence, and degradation of microplastics in the aqueous environment. In *Freshwater microplastics* (pp. 51-67). Springer, Cham.
- Koelmans, A.A., Nor, N.H.M., Hermesen, E., Kooi, M., Mintenig, S.M. and De France, J., 2019. Microplastics in freshwaters and drinking water: Critical review and assessment of data quality. *Water research*, 155, pp.410-422.
- Laan, P., 2019. Verkenning verwaarding van zuiveringsslib met behulp van biologische methoden. *STOWA, rapport 11*.
- Lammerse, V., 2019. *Bacterie die ons van zuurstof voorziet onder druk door plastic afval*. Scientias. <https://www.scientias.nl/bacterie-die-ons-van-zuurstof-voorziet-onder-druk-door-plastic-afval/>. Bezocht op 1 november 2020.
- Langeveld, J., Associate Professor Urban Drainage, Department of Watermanagement, TU Delft [email, 2020].
- Lares, M., Ncibi, M.C., Sillanpää, M. and Sillanpää, M., 2018. Occurrence, identification and removal of microplastic particles and fibers in conventional activated sludge process and advanced MBR technology. *Water research*, 133, pp.236-246.
- Leslie, H.A. Moester, M., de Kreuk, M.K., Vethaak, D. (2012). Verkennende studie naar lozing van microplastics door RWZI's. *H₂O 14/15*. pp. 45-47.
- Leslie, H.A., Brandsma, S.H., Van Velzen, M.J.M. and Vethaak, A.D., 2017. Microplastics en route: Field measurements in the Dutch river delta and Amsterdam canals, wastewater treatment plants, North Sea sediments and biota. *Environment international*, 101, pp.133-142.
- Litterbase.awi.de. 2021. *LITTERBASE: Online Portal for Marine Litter*. <https://litterbase.awi.de/interaction>. Bezocht op 1 november 2020.
- Lv, L., Yan, X., Feng, L., Jiang, S., Lu, Z., Xie, H., Sun, S., Chen, J. and Li, C., 2021. Challenge for the detection of microplastics in the environment. *Water Environment Research*, 93(1), pp.5-15.
- Mai, L., Bao, L.J., Shi, L., Wong, C.S. and Zeng, E.Y., 2018. A review of methods for measuring microplastics in aquatic environments. *Environmental Science and Pollution Research*, 25(12), pp.11319-11332.
- Mercogliano, R., Avio, C.G., Regoli, F., Anastasio, A., Colavita, G. and Santonicola, S., 2020. Occurrence of microplastics in commercial seafood under the perspective of the human food chain. A review. *Journal of agricultural and food chemistry*, 68(19), pp.5296-5301.
- Mintenig, S.M., Kooi, M., Erich, M.W., Primpke, S., Redondo-Hasselerharm, P.E., Dekker, S.C., Koelmans, A.A. and van Wezel, A.P., 2020. A systems approach to understand microplastic occurrence and variability in Dutch riverine surface waters. *Water research*, 176, p.115723.
- Moore, C.J., 2008. Synthetic polymers in the marine environment: a rapidly increasing, long-term threat. *Environmental research*, 108(2), pp.131-139.

Müller, Y.K., Wernicke, T., Pittroff, M., Witzig, C.S., Storck, F.R., Klinger, J. and Zumbülte, N., 2020. Microplastic analysis—are we measuring the same? Results on the first global comparative study for microplastic analysis in a water sample. *Analytical and bioanalytical chemistry*, 412(3), pp.555-560.

Murphy, F., Ewins, C., Carbonnier, F. and Quinn, B., 2016. Wastewater treatment works (WwTW) as a source of microplastics in the aquatic environment. *Environmental science & technology*, 50(11), pp.5800-5808.

Nieuwsuur, 2019. *Risico microplastics groter dan gedacht*. Nos.nl. <https://nos.nl/nieuwsuur/video/2303959-risico-microplastics-groter-dan-gedacht.html>. Bezoekt op 1 November 2020.

Office of Marine Environment, Water Environment Division, Environmental Management Bureau, Ministry of the Environment, JAPAN, 2019. Harmonization of Microplastics Monitoring Methodologies in the Ocean. www.env.go.jp/en/water/marine_litter/method.html. Bezoekt op 19 augustus 2021.

Pan, Z., Guo, H., Chen, H., Wang, S., Sun, X., Zou, Q., Zhang, Y., Lin, H., Cai, S. and Huang, J., 2019. Microplastics in the Northwestern Pacific: Abundance, distribution, and characteristics. *Science of the Total Environment*, 650, pp.1913-1922.

Plastic Soup Foundation, 2021. Beat the microbeat. <https://www.beatthemicrobead.org/> bezocht op 19 augustus 2021.

Plastic Soup Foundation. 2018. Lang op gewacht: norm voor plastic in grond- en baggerspecie. <https://www.plasticsoupfoundation.org/2018/11/lang-op-gewacht-norm-voor-plastic-in-grond-en-baggerspecie/>. Bezoekt op 19 augustus 2021.

Plastic Soup Foundation. 2018. Microplastics door slijtage van banden is nauwelijks tegen te gaan. <https://www.plasticsoupfoundation.org/2018/07/microplastics-door-slijtage-van-banden-is-nauwelijks-tegen-te-gaan/> Bezoekt op 19 augustus 2021.

Plastic Soup Foundation. 2019. Microplastics nu ook aangetroffen in ondergrondse drinkwaterreservoirs. <https://www.plasticsoupfoundation.org/2019/02/microplastics-nu-ook-aangetroffen-in-ondergrondse-drinkwaterreservoirs/> Bezoekt op 19 augustus 2021.

Refresco.nl. z.d. *OUR DRINKS ON EVERY TABLE | Refresco*. <https://www.refresco.nl/nl/>

Rijksoverheid.nl. z.d. Kunststofafval in zee (plastic soep). <https://www.rijksoverheid.nl/onderwerpen/afval/kunststofafval-in-zee-plastic-soep> Bezoekt op 19 augustus 2021.

RIVM. 2019. Factsheet microplastics in Nederlandse wateren. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu Ministerie van Volksgezondheid, Welzijn en Sport. <https://www.rivm.nl/documenten/factsheet-over-microplastics-in-nederlandse-wateren#:~:text=Dat%20microplastics%20in%20het%20milieu,is%2C%20is%20vooralsnog%20minder%20duidelijk.&text=Daarnaast%20heeft%20het%20RIVM%20de,op%20mens%20en%20milieu%20verkend.> Bezoekt op 11 april 2021.

Rodrigues, J.P., Duarte, A.C., Santos-Echeandía, J. and Rocha-Santos, T., 2019. Significance of interactions between microplastics and POPs in the marine environment: a critical overview. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 111, pp.252-260.

Roex, E., Vethaak, D., Leslie, H. and De Kreuk, M., 2014. Microplastics in het zoetwater milieu Een inventarisatie van mogelijke risico's voor waterschappen. Delft: Deltares, Instituut voor Milieuvraagstukken, TU Delft.

Schneiderman, A., 2015. *Discharging Microbeads to Our Waters: An Examination of Wastewater Treatment Plants in New York*. https://ag.ny.gov/pdfs/2015_Microbeads_Report_FINAL.pdf. Bezocht op 1 november 2020.

Schwabl, P., Köppel, S., Köningshoger, P., Bucsecs, T., Trauner, M., Reiberger, T., Liebmann, B. (2019) Detection of various microplastics in human stool. A prospective case series. *Annals of internal Medicine* 171(7). Pp. 453-457.

Scientias.nl. 2018. Microplastics: ademen we ze ook in?. <https://www.scientias.nl/microplastics-ademen-we-ze-ook-in/> Bezocht op 1 november 2020.

Scopetani, C., Esterhuizen-Londt, M., Chelazzi, D., Cincinelli, A., Setälä, H. and Pflugmacher, S., 2020. Self-contamination from clothing in microplastics research. *Ecotoxicology and environmental safety*, 189, p.110036.

SDG Nederland, 2019. Onze wereld zit vol met piepkleine plastic deeltjes. SDG Nederland. <https://www.sdgnederland.nl/nieuws/onze-wereld-zit-vol-piepkleine-plastic-deeltjes/#:~:text=Glitters,eroderen%20tot%20micro%2D%20en%20nanoplastics> Bezocht op 19 augustus 2021.

Shruti, V.C., Pérez-Guevara, F., Elizalde-Martínez, I. and Kutralam-Muniasamy, G., 2020. First study of its kind on the microplastic contamination of soft drinks, cold tea and energy drinks-Future research and environmental considerations. *Science of The Total Environment*, 726, p.138580.

Simon, M., van Alst, N. and Vollertsen, J., 2018. Quantification of microplastic mass and removal rates at wastewater treatment plants applying Focal Plane Array (FPA)-based Fourier Transform Infrared (FT-IR) imaging. *Water research*, 142, pp.1-9.

Stelling, T., 2020. *Briljant bedacht: hoe de plasticindustrie het idee verkoopt dat de burger z'n 'eigen' plastic op moet ruimen*. De Correspondent. <https://decorrespondent.nl/11553/briljant-bedacht-hoe-de-plasticindustrie-het-idee-verkoopt-dat-de-burger-zn-eigen-plastic-op-moet-ruimen/2161051371237-7c7eb69e>. Bezocht op 1 November 2020.

Stieger, G., 2018. *Standard methods for measuring microplastics needed* | Food Packaging Forum. <https://www.foodpackagingforum.org/news/standard-methods-for-measuring-microplastics-needed>. Bezocht op 1 november 2020.

Stock, F., Kochleus, C., Bänsch-Baltruschat, B., Brennholt, N. and Reifferscheid, G., 2019. Sampling techniques and preparation methods for microplastic analyses in the aquatic environment—A review. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 113, pp.84-92.

Sun, J., Dai, X., Wang, Q., van Loosdrecht, M.C. and Ni, B.J., 2019. Microplastics in wastewater treatment plants: Detection, occurrence and removal. *Water research*, 152, pp.21-37.

Talvitie, J., Mikola, A., Koistinen, A. and Setälä, O., 2017. Solutions to microplastic pollution—Removal of microplastics from wastewater effluent with advanced wastewater treatment technologies. *Water Research*, 123, pp.401-407.

The Ocean Cleanup. n.d. *The Ocean Cleanup*. <https://theoceancleanup.com/> Bezocht op 1 november 2020.

UMC Utrecht, 2019 *Gezonde samenleving: wat doen microplastics met onze afweer*. <https://www.umcutrecht.nl/Nieuws/Wat-doen-microplastics-met-onze-afweer>. Bezocht op 11 april 2021.

Verschoor, A., De Poorter, L., Dröge, R., Kuenen, J. and de Valk, E., 2016. Emission of microplastics and potential mitigation measures: Abrasive cleaning agents, paints and tyre wear.

Who.int. 2019. *WHO calls for more research into microplastics and a crackdown on plastic pollution*. <https://www.who.int/news/item/22-08-2019-who-calls-for-more-research-into-microplastics-and-a-crackdown-on-plastic-pollution>. Bezocht op 1 november 2020.

Wong, Ch. 2019. *International study kicks off to standardize microplastics monitoring methods - Southern California Coastal Water Research Project*. <https://www.sccwrp.org/news/international-study-kicks-off-to-standardize-microplastics-monitoring-methods>. Bezocht op 19 augustus 2021.

Zhang, Q., Xu, E.G., Li, J., Chen, Q., Ma, L., Zeng, E.Y. and Shi, H., 2020. A review of microplastics in table salt, drinking water, and air: direct human exposure. *Environmental science & technology*, 54(7), pp.3740-3751.

Zhang, Y., Gao, T., Kang, S. and Sillanpää, M., 2019. Importance of atmospheric transport for microplastics deposited in remote areas. *Environmental Pollution*, 254, p.112953.

Zhu, C., Kanaya, Y., Nakajima, R., Tsuchiya, M., Nomaki, H., Kitahashi, T. and Fujikura, K., 2020. Characterization of microplastics on filter substrates based on hyperspectral imaging: Laboratory assessments. *Environmental Pollution*, 263, p.114296.

ZonMw, 2021. *ZonMw onderzoeksresultaten*. <https://www.zonmw.nl/nl/onderzoek-resultaten/life-sciences-health/programmas/programma-detail/microplastics-health/> bezocht op 1 november 2020.

Zubris, K.A.V., B.K. Richards (2005). Synthetic fibres as an indicator of land application of sludge. *Environmental Pollution* 138(2). Pp. 201-211.

Zwart, M.H. and de Valk, E.L., 2019. *Microplasticvezels uit kleding: Achtergrondrapport mogelijke maatregelen*.

APPENDIX 1

LITERATUUROVERZICHT

Gemaakt door G.A. Spiessens als onderdeel van zijn MSc thesis aan de VU. Deze tabel is in 2018 samengesteld.

Paper (In order of publication date)	Title	WWTP/STP				Methods				Results								
		Name + Location	Type	Details	Discharge	People Equivalent	Sampling	# Days	Mesh-size (µm)	Identification	Sampling sites	Fiber (n/kg)	Flake/Film/Foil/Sheet	Form	Other	Total (std.)	Emission of WWTP (kg) and Additional (kg)	Removal efficiency (%)
Hahle et al. (1998)	Inventory of microplastics in wastewater treatment plants (WWTPs) in the Netherlands	Waterschap Rivierland (NL)	Secondary	Mechanical, Biological, Chemical	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Zobler et al. (2000)	Microplastics in wastewater treatment plants	West-Hermsley (NSW, AUS)	Tertiary	Mechanical, Biological, Chemical	-	-	1	0.45	-	Downstream digested sludge	4000 (1500)	-	-	-	4000 (1500)	-	-	
Brown et al. (2011)	Microplastics in wastewater treatment plants	West-Hermsley (NSW, AUS)	Tertiary	Mechanical, Biological, Chemical	-	-	1	Fibred	Visual	Effluent	4000 (1500)	-	-	-	4000 (1500)	-	-	
Leslie et al. (2012)	Microplastics in wastewater treatment plants	Herneville (NSW, AUS)	Tertiary	Mechanical, Biological, Chemical	-	-	1	0.7	Light microscopy + Raman	Influent	4000 (1500)	-	-	-	4000 (1500)	-	-	
Dubash & Liberman (2013)	Microplastics in wastewater treatment plants	Wahlheim (GER)	Secondary	Mechanical, Biological, Chemical	-	-	2	40	-	Effluent	24 000 (11 000)	-	-	-	24 000 (11 000)	-	-	
Leslie et al. (2013)	Microplastics in wastewater treatment plants	Amsterdam West (AMSTERDAM, NLD)	Tertiary	Mechanical, Biological, Chemical	-	-	1 day per WWTP	0.7	Light microscopy	Effluent	4000 (1500)	-	-	-	4000 (1500)	-	-	
Brandema et al. (2013)	Microplastics in wastewater treatment plants	Amsterdam West (AMSTERDAM, NLD)	Tertiary	Mechanical, Biological, Chemical	-	-	5	0.7	Light microscopy	Effluent	4000 (1500)	-	-	-	4000 (1500)	-	-	
Table & Hoopon (2014)	Microplastics in wastewater treatment plants	Central Wastewater Treatment Plant (PENNSYLVANIA, USA)	Secondary	Mechanical, Biological, Chemical	-	-	1	300 - 100 - 20	Light microscopy	Primary effluent	38 000 (16 000)	-	-	-	38 000 (16 000)	-	-	
Echepol (2014)	Microplastics in wastewater treatment plants	Dewilgen (BEL)	Tertiary	Mechanical, Biological, Chemical	-	-	4	35 - 15	Light microscopy	Primary effluent	38 000 (16 000)	-	-	-	38 000 (16 000)	-	-	
Magnussen & Walther (2014)	Microplastics in wastewater treatment plants	Herneville (NSW, AUS)	Tertiary	Mechanical, Biological, Chemical	-	-	3	300 - 20	Stereomicroscopy	Effluent	4000 (1500)	-	-	-	4000 (1500)	-	-	
Magnussen & Isenhardt (2014)	Microplastics in wastewater treatment plants	Ljunge (SWE)	Tertiary	Mechanical, Biological, Chemical	-	-	1	300	Stereomicroscopy	Effluent	4000 (1500)	-	-	-	4000 (1500)	-	-	
Mohling et al. (2014/2017)	Microplastics in wastewater treatment plants	Ulm (GER)	Tertiary	Mechanical, Biological, Chemical	-	-	10	10	Stereomicroscopy	Effluent	4000 (1500)	-	-	-	4000 (1500)	-	-	

STOWA 2021-51 VERKENNING VAN VERWIJDERINGSROUTES MICROPLASTICS IN DE RWZI

Author	Location	Wastewater Treatment Stage	Chemical/Biological	Flow Rate (m³/day)	Aluminum Sulfate (g/day)	Retention Time (days)	Microscopy	Effluent	Notes	MPs (per m³)	MPs (per day)	MPs (per year)	Notes
Ditt et al. (2015)	Schaas (Fris, NL)	Tertiary	Mechanical Biological Chemical	~240,000 m³/day	-	100-500 → 100-1,000 → 1,000-5,000	Stromatolite	Raw wastewater Settled water Treated water	260,000 - 320,000	n/m³	90,000	35,000	~75 (Malkova et al., 2017)
Taylor et al. (2015)	Vikholm (Helsinki, FN)	Tertiary	Mechanical Biological Chemical	~270,000 m³/day	800,000	20 → 100 → 20	Stromatolite	Influent After sedimentation After secondary sedimentation Effluent	800,000 390,700 (12,300) 68,400 (16,300) 8,600 (12,200)	n/m³	-	-	
Carr et al. (2016)	L. JAMES (LA, USA)	Secondary	-	~100,000 m³/day	3,500,000	Multiple days	Stromatolite	I. Grit chamber II. Primary clarifier III. Secondary clarifier IV. Final effluent V. Filtrate tank skimmings	1,728 g 1,728 g 373 / 4.23 x 10 ⁶ L -5 / g	-	-	MP counts of: I. Influent: 1.1 x 10 ⁶ MP/L II. Filtrate: 1.1 x 10 ⁶ MP/L III. Final effluent: 7.78 x 10 ⁶ MP/L	
Aguiar et al. (2016)	V. Villeron (Paris, FN)	Tertiary	Mechanical Biological Chemical	~1,228,000 m³/day	~700,000	400 → 180 → 45	Stromatolite	I. Influent II. Influent III. Influent IV. Influent V. Influent VI. Influent VII. Influent	7,360 (13) 8 (17) 12,220 (6,820) 23 (11) 100,000 (41,300) 41 (16) 91,570 (28,300) 25 (12)	n/m³	n/m³	Retention efficiency MP's (non-synthetic fibers): I: 99.80 (99.80) II: 99.71 (99.81) III: 99.50 (96.89) IV: 99.92 (96.89) V: 99.92 (96.89) VI: 99.92 (96.89) VII: 99.92 (96.89) * According to 2016, there was most retention in the secondary clarifier. Removal per stage: I: 1,495,397 (1,588,395) II: 828,698 (1,048,121) III: 23,812 (44,931) IV: 495,000	
Murphy et al. (2016)	SAHJ (Singapore, SCD)	Tertiary	Mechanical Biological Chemical	650,000	650,000	65	FIR	Grit and coarse effluent Primary effluent Final effluent	35,760 (15,220) 8,790 (15,560) 250 (1,400)	n/m³	47	1,495,397 (1,588,395) 828,698 (1,048,121) 23,812 (44,931)	Removal per stage: I: 3,500,000 II: 12,000,000 III: 9,600,000 IV: 8,100,000 V: 4,100,000 VI: 2,000,000 VII: 600,000
Sutton et al. (2016)	San Diego (CA, USA)	Tertiary	Mechanical Biological Chemical	~120,000 m³/day	~120,000	Multiple	Dissection microscopy	I. Effluent II. Effluent III. Effluent IV. Effluent V. Effluent VI. Effluent VII. Effluent	65 3 3 3 3 3 3	n/m³	72	1: 3,500,000 II: 12,000,000 III: 9,600,000 IV: 8,100,000 V: 4,100,000 VI: 2,000,000 VII: 600,000	MPs per year: I: 3,500,000 II: 12,000,000 III: 9,600,000 IV: 8,100,000 V: 4,100,000 VI: 2,000,000 VII: 600,000
Mason et al. (2016)	San Francisco (CA, USA)	Tertiary	Mechanical Biological Chemical	~1,400,000 m³/day	~1,400,000	Multiple	Dissection microscopy	Effluent: LC LE1 LE2 LE3 LE4 LE5 LE6 LE7 LE8 LE9 LE10 LE11 LE12 LE13 LE14 LE15 LE16 LE17 LE18 LE19 LE20 LE21 LE22 LE23 LE24 LE25 LE26 LE27 LE28 LE29 LE30 LE31 LE32 LE33 LE34 LE35 LE36 LE37 LE38 LE39 LE40 LE41 LE42 LE43 LE44 LE45 LE46 LE47 LE48 LE49 LE50 LE51 LE52 LE53 LE54 LE55 LE56 LE57 LE58 LE59 LE60 LE61 LE62 LE63 LE64 LE65 LE66 LE67 LE68 LE69 LE70 LE71 LE72 LE73 LE74 LE75 LE76 LE77 LE78 LE79 LE80 LE81 LE82 LE83 LE84 LE85 LE86 LE87 LE88 LE89 LE90 LE91 LE92 LE93 LE94 LE95 LE96 LE97 LE98 LE99 LE100	n/m³	4	Average: 52,773 64,487 118,706 456,091 1,237,602 2,251,990 4,078,889 4,100,837 4,789,334 6,055,805 8,086,115 10,216,649 12,433,886 14,916,649	* For confidentiality reasons, the facilities (n=10) were not ranked to the general location and the major wastewater treatment plant (n=10) which they discharge. Average WWTP daily emission (n=17): 4,384 MP/L (2016 permit)	

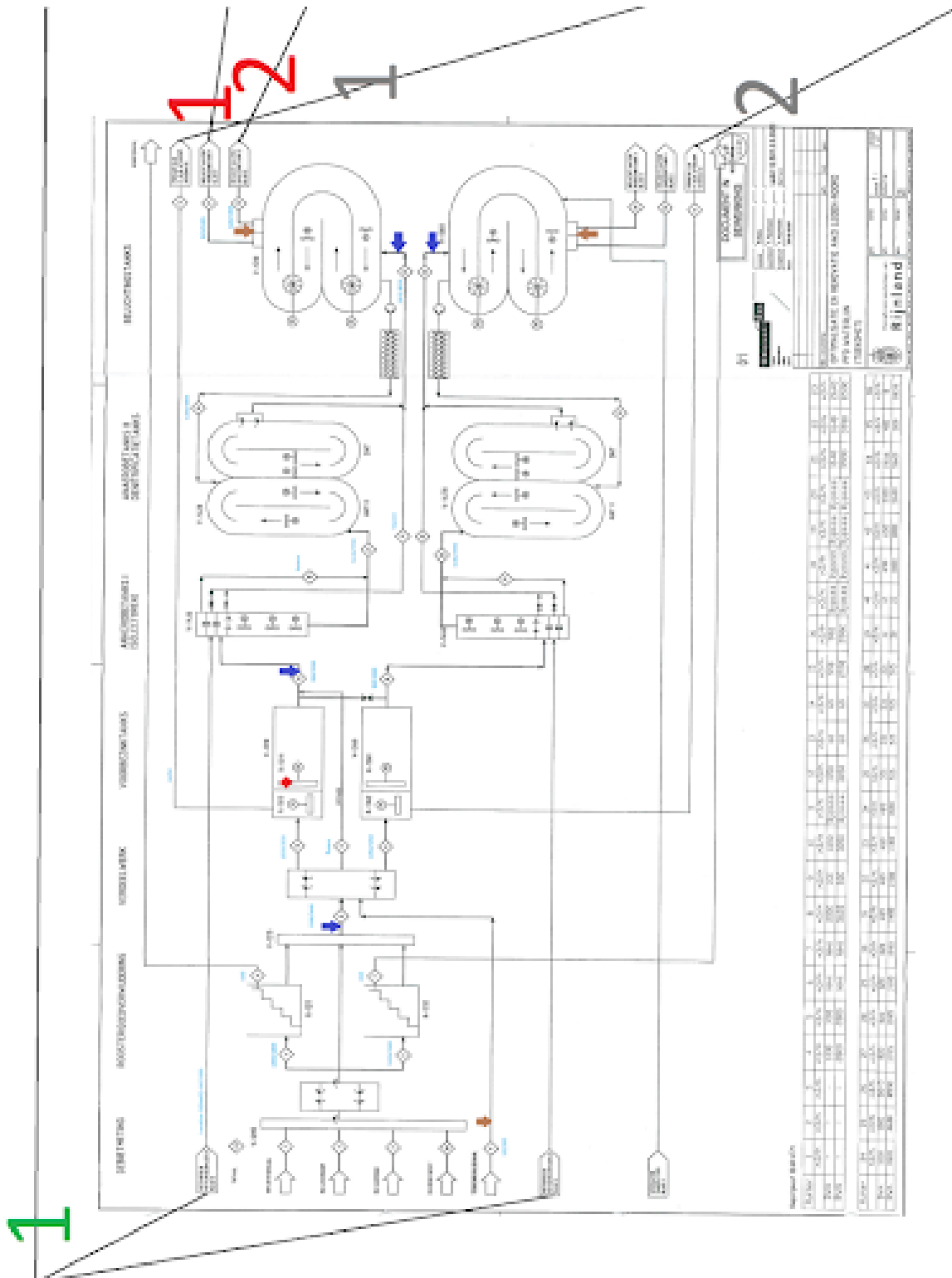
Author	Location	Treatment Stage	Sample Type	Sampling Frequency	Sample Volume	Sample Preservation	Detection Method	Sample Size	Sample Analysis	Sample Storage	Detection Limit	Sample Recovery	Sample Loss	Sample Contamination
Lee et al. (2018)	Unspecified city (China)	Tertiary	Unspecified city (China)	Influent M-city	10 750 // 1 200	100-300 µm // >300 µm	Microscopy + fluorescence microscopy + FTIR	28 800	13 000 // 1 300	n/m3	n/m3	10-100 µm	75%	100%
				Influent S-city	6 750 // 2 850	100-300 µm // >300 µm		6 750 // 10	6 750 // 10	n/m3	n/m3	10-100 µm	75%	100%
				Effluent S-city	7 950 // 3 450	100-300 µm // >300 µm		2 405 // 200	2 405 // 200	n/m3	n/m3	10-100 µm	75%	100%
				Sludge cake M-city	370 // 20	100-300 µm // >300 µm		160 // 15	160 // 15	n/g	n/g	10-100 µm	75%	100%
Gardighe et al. (2018)	Seyhan (Adana, Turkey)	Secondary	Unspecified city (China)	Sludge cake M-city	2 275 // 1 335	100-300 µm // >300 µm	Microscopy + fluorescence microscopy + FTIR	26 555 (± 1 371)	11 000 // 300	n/m3	n/m3	10-100 µm	75%	100%
				Sludge cake Y-city	2 527 // 2 030	100-300 µm // >300 µm		4 812 // 285	4 812 // 285	n/g	n/g	10-100 µm	75%	100%
				Sludge cake S-city	4 130 // 1 865	100-300 µm // >300 µm		6 446 // 220	6 446 // 220	n/g	n/g	10-100 µm	75%	100%
				Average MP/detec	4 824 697 (± 574 620)	Average MP/detec		4 824 697 (± 574 620)	1 349 101 (± 146 173)	2 509 090 (± 343 859)	35 102 (± 28 800)	Average MP/detec	4 824 697 (± 574 620)	1 349 101 (± 146 173)
Magni et al. (2015)	Unspecified WWTP in northern Italy	Tertiary	Unspecified city (China)	Surface water (SPU) with steel buckets + 100 ml water + 10 ml HCl + 10 ml NaOH (50 ml)	1 200 000	100-300 µm // >300 µm	Microscopy + fluorescence microscopy + FTIR	2 300 (± 300)	2 300 (± 300)	n/m3	n/m3	10-100 µm	75%	100%
				Consecutive days 1-5000 → 2-1000 → 3-500 → 4-200 → 5-100 → 6-50 → 7-25 → 8-12.5 → 9-6.25 → 10-3.125 → 11-1.56 → 12-0.78 → 13-0.39 → 14-0.19 → 15-0.095 → 16-0.0475 → 17-0.02375 → 18-0.011875 → 19-0.0059375 → 20-0.00296875 → 21-0.001484375 → 22-0.0007421875 → 23-0.00037109375 → 24-0.000185546875 → 25-0.0000927734375	1 200 000	1 200 000		n/m3	n/m3	10-100 µm	75%	100%		
				Microscopy + fluorescence microscopy + FTIR	1 200 000	1 200 000		n/m3	n/m3	10-100 µm	75%	100%		
				Average MP/detec	1 349 101 (± 146 173)	Average MP/detec		1 349 101 (± 146 173)	2 509 090 (± 343 859)	35 102 (± 28 800)	Average MP/detec	1 349 101 (± 146 173)	2 509 090 (± 343 859)	35 102 (± 28 800)

*: not measured directly in the WWTP
 **: Chinese-written paper; here presented results could be wrong
 Note: only the relevant data of studies is given, and if necessary re-calculated to standard volumes. (Data has been rounded off to the number of significant digits used by the authors).

APPENDIX 2.1

BEMONSTERINGSLOCATIES LEIDEN-NOORD

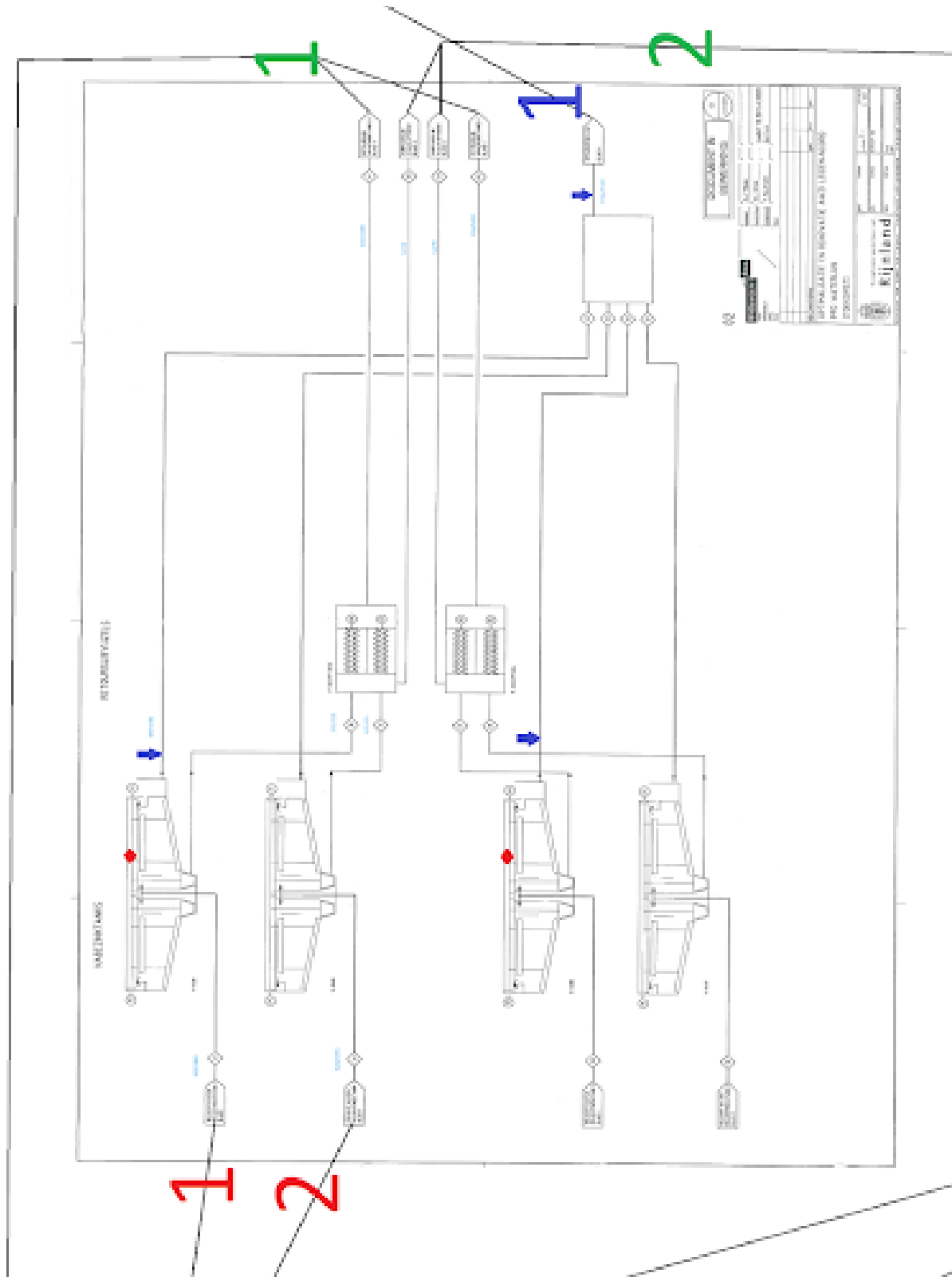
(1/4)



APPENDIX 2.2

BEMONSTERINGSLOCATIES LEIDEN-NOORD

(2/4)



APPENDIX 3

BEMONSTERINGSPLAN LEIDEN-NOORD

Overzicht Leiden-Noord bemonsteringsplan				
Bemonsteringslocatie	Locatie code	Aantal monsters	Monster volume (ml)	Methode
Waterlijn				
<i>Screening</i>				
<i>Effluent</i>	a1	10	100	glazen beker bevestigd aan houten stok
<i>Primaire bezinking</i>				
<i>Skimming through</i>	a2	2	500	glazen beker bevestigd aan houten stok
<i>Effluent</i>	b1	5	100	glazen beker bevestigd aan houten stok
<i>Oxidatie</i>				
<i>Oxidatie 1</i>				
<i>Effluent</i>	b2	4	100	glazen beker bevestigd aan houten stok
<i>Oxidatie 2 - met terugspoelwater</i>				
<i>Effluent</i>	b2	4	100	glazen beker bevestigd aan houten stok
<i>Seculaire bezinkingstank</i>				
<i>SB - groep 1</i>				
<i>Skimming through</i>		4	100	glazen beker bevestigd aan houten stok
<i>Effluent</i>	b3	2	500	
<i>SB - groep 2 - met terugspoelwater</i>				
<i>Skimming through</i>		4	100	glazen beker bevestigd aan houten stok
<i>Effluent</i>	b3	5		
<i>Zandfilter</i>				
<i>Backwash</i>	b4	5	100	glazen beker bevestigd aan houten stok
<i>Effluent</i>	b4	10	100	glazen beker bevestigd aan houten stok
Sliblijn				
<i>Grit verwijdering</i>				
<i>Influent</i>	c2	2	1000	rechtstreeks bemonsterd met glazen beker
<i>Gescheiden zand</i>		2	1000	rechtstreeks bemonsterd met glazen beker
<i>Effluent</i>		2	1000	rechtstreeks bemonsterd met glazen beker
<i>Slib indikking</i>				
<i>Primaire slibindikking</i>		2	1000	rechtstreeks bemonsterd met glazen beker
<i>Effluent</i>	a3	2	1000	rechtstreeks bemonsterd met glazen beker
<i>Seculaire slibindikking</i>				
<i>Influent voor PE toevoeging</i>		2	1000	rechtstreeks bemonsterd met glazen beker
<i>Effluent 1</i>	a3	2	1000	rechtstreeks bemonsterd met glazen beker
<i>Influent voor PE toevoeging</i>		2	1000	rechtstreeks bemonsterd met glazen beker
<i>Effluent 2</i>		2	1000	rechtstreeks bemonsterd met glazen beker
<i>Anaerobic digestion</i>				
<i>Effluent</i>		2	1000	rechtstreeks bemonsterd met glazen beker
<i>Ontwatering</i>				
<i>Effluent</i>		2	1000	glazen beker bevestigd aan houten stok
<i>Terugspoelwater van sliblijn</i>				
<i>Terugspoelwater van ontwatering</i>		2	1000	glazen beker bevestigd aan houten stok
<i>Terugspoelwater van primaire slibindikking</i>		2	1000	glazen beker bevestigd aan houten stok
<i>Terugspoelwater van secundaire slibindikking</i>		2	1000	glazen beker bevestigd aan houten stok
<i>Terugspoelwater terrein</i>		2	1000	glazen beker bevestigd aan houten stok
<i>PE dosing</i>				
<i>PE secundaire slibindikking</i>		1	1000	
<i>PE ontwatering</i>		1	1000	
<i>Blanco monsters</i>				
<i>Atmosferische neerslag</i>		4	250	metalen emmer geplaatst naast secundaire bezinkingstank
<i>Blanco monster</i>		4	100	

APPENDIX 3.1

TOTALE VERDELING VUILWATERSTROMEN

Totale verdeling vuilwaterstromen (exclusief verlies en omzetting in riolering)				
Route	RWZI	Oppervlakte water (overstort of lek)	Bodem	Som
Gemengd (hemelwater/afvalwater samen)	67,9%	0,2% (overstort - verdund)	0,0%	68,1%
Gescheiden vuilwater	20,3%	0,0%	0,0%	20,3%
Gescheiden hemelwater (fout)	0,0%		0,0%	0,4%
VGS vuilwater	6,5%	0,0%	0,0%	6,5%
VGS hemelwater (fout)	0,1%	0,0%	0,0%	0,1%
Mechanisch gerioleerd	3,9%	0,0%	0,0%	3,9%
IBA oppervlakte water	0,0%	0,2%	0,0%	0,2%
IBA bodem	0,0%		0,1%	0,1%
Ongezuiverd gerioleerd oppervlakte water (fout) (niet verdund)	0,0%	0,2%	0,0%	0,2%
Ongezuiverd gereioleerd bodem (niet verdund)	0,0%	0,0%	0,1%	0,1%
Totaal	98,8% (verwijdering erbij 90%)	1,0%	0,2%	100,0%

Bron: gebaseerd op informatie verstrekt door Jeroen Langeveld (2020).

APPENDIX 3.2

DIRECTE AFVALWATERSTROMEN OP HET MILIEU

Directe afvalwaterstromen op het milieu				
Route	Oppervlaktewater	Oppervlaktewater (onverdund)	Bodem	Invloed op aantal MP's in het milieu
Gemengd (CSO)	0,2%*	0,04%		De CSO is een combo van hemelwater en afvalwater. Gemiddelde verhouding hiervan is 1:5
Gescheiden hemelwater	0,4%	0%		Geen invloed, want deze stroom bestaat alleen uit hemelwater.
Individuele behandeling afvalwater	0,2%	0,2%	0,1%	Dit zijn stromen die onverdund in het milieu terecht komen. 1:1
Ongezuiverd gerioleerd**	0,2%	0,2%	0,1%	Dit zijn stromen die onverdund in het milieu terecht komen. 1:1
Totaal	1% (0,56% hiervan geen invloed op MP's in milieu)	0,44%	0,2%	Bodem en oppervlaktewater samen: 0,64%
<p>* De CSO overflow bevat zowel hemel- als afvalwater. Deze verhouding is gemiddeld 1:5. Daarom is voor de MP hoeveelheid een 5 keer zo kleine hoeveelheid aangenomen.</p> <p>** Dit zijn fouten, zoals lekkages en verkeerde aansluitingen.</p>				