Onderzoek naar verspreiding, effecten en risico's van microplastics in het Vlaamse oppervlaktewater

Kernrapport

Onderzoek naar verspreiding, effecten en risico's van microplastics in het Vlaamse oppervlaktewater

Opdrachtgever: Vlaamse Milieumaatschappij

Partners:

VMM
Universiteit Gent
VITO

Dr. Maaike Vercauteren
Ilias Semmouri
Emmanuel Van Acker
Emmy Pequeur
Leen Van Esch
Inge Uljee
Prof. Dr. ir. Jana Asselman
Prof. Dr. Colin Janssen

Ghent University (UGent)
Laboratory of Environmental Toxicology and Aquatic Ecology
Environmental Toxicology Unit (GhEnToxLab)
E Colin.Janssen@UGent.be
T +32 9 264 89 19 (secretary) or +32 9 264 37 75 (direct line)

Campus Coupure, Building F, 2nd Floor
Coupure Links 653, 9000 Ghent

www.ugent.be
http://www.ecotox.ugent.be/

FACULTEIT BIO-INGENIEURSWETENSCHAPPEN

GhEnToxLab Environmental Toxicology

UNIVERSITEIT GENT

vito

Voorwoord

Dit rapport stelt de resultaten voor van een eerste, breed-verkennende studie naar de microplastic waterverontreiniging in Vlaanderen. In deze studie werd de huidige situatie in de Vlaamse zoetwatermilieus geanalyseerd, verschillende bronnen werden gekarakteriseerd en de efficiëntie van de waterzuiveringsinstallaties werd onder de loep genomen. Op basis van deze resultaten werd een extrapolatie uitgevoerd op niveau van Vlaanderen met behulp van het *Water Emissions Inventory Planning Support System* (WEISS) model (uitgevoerd door VITO). De resultaten samengevat in dit rapport worden gekoppeld aan relevante beleidsadviezen en de identificatie van kennisleemten.

Dit kernrapport geeft een brede analyse van de huidige microplastic concentraties in verschillende matrices (oa. oppervlaktewater, sediment, biota) in Vlaanderen. Sommige aspecten worden verder uitgelicht in de gekoppelde deelrapporten, waarmee dit kernrapport een onlosmakelijk geheel vormt. Deze deelrapporten zijn eveneens terug te vinden op www.vmm.be/publicaties.

Deze studie kwam tot stand door een nauwe samenwerking tussen de Vlaamse Milieumaatschappij (VMM), Universiteit Gent (GhEnToxLab) en de Vlaamse Instelling voor Technologisch Onderzoek (VITO).

Inhoudstafel

Lijst van tabellen p.7
Lijst van figuren p.8
Afkortingen p.11
Samenvatting p.12

Hoofdstuk 1: Plastics p.16

1.1 Wat zijn plastics?
1.2 Types plastic
1.3 Levenscyclus van plastics

1.3.1 Productie van basis materiaal
1.3.2 Conversie of verwerking
1.3.3 Gebruik van plastics
1.3.4 Plastic afval

1.4 Fragmentatie van plastic
1.5 Kennisleemten in het plasticonderzoek
1.6 Algemeen doel van het onderzoek
1.7 Conclusie

Hoofdstuk 2: Distributie MP in zoetwatermilieus in Vlaanderen p.25

2.1 *State-of-the-science*
2.2 Methodologie
2.3 Resultaten en bespreking van de resultaten

2.3.1 Concentratie microplastics in de bemonsterde Vlaamse waterlopen
2.3.2 Eigenschappen van de microplastics in Vlaamse waterlopen

2.4 Vergelijking met wetenschappelijke literatuur
2.5 Conclusie

Hoofdstuk 3: Bronnen van plastics p.36

3.1 Wat zijn de belangrijkste bronnen van plastic in het milieu?
3.2 Huishoudelijk afvalwater

3.2.1 Methodologie
3.2.2 Resultaten
3.2.3 Microplastic emissiefactor naar huishoudelijk afvalwater in Vlaanderen
3.2.4 Microvezels glippen door de mazen van het net
3.2.5 Conclusie

3.3 Bandenslijtage
3.4 Industrie
3.5 Conclusie

Hoofdstuk 4: Transport van microplastics p.55

4.1 Inleiding

4.1.1 Transport via de lucht
4.1.2 Transport via het water
4.1.3 Transport in en door de bodem
4.1.4 Transport via menselijke installaties

4.2 *Run-off* als transport voor bandenpartikels

4.2.1 Methodologie
4.2.2 Concentratie en eigenschappen van rubber-partikels in de *run-off* en atmosferische depositie
4.2.3 Concentratie en eigenschappen van microplastics in de *run-off* en atmosferische depositie
4.2.4 Emissiefactor rubber-partikels in *run-off*

4.3 Riolering als transportroute voor MP uit afvalwater

4.3.1 Rioolwaterzuiveringsinstallaties
4.3.2 Methodologie
4.3.3 Zuiveringsefficiëntie in Vlaamse rioolwaterzuiveringsinstallaties
4.3.4 Globale zuiveringsefficiëntie
4.3.5 Waar gaan deze plastics naartoe?
4.3.6 RWZI als bron van plastics?
4.3.7 Extrapolatie naar Vlaanderen
4.3.8 Bronnen van microplastics in de rioolwaterzuiveringsinstallaties

4.4 Conclusies

Hoofdstuk 5: Extrapolatie van de gegevens naar Vlaanderen p.78

5.1 Water Emissions Inventory Planning Support System
5.2 Implementatie van metingen in WEISS

5.2.1 Bruto en netto emissies van huishoudelijk afvalwater
5.2.2 Bruto en netto emissies van bandenslijtage
5.2.3 Combinatie van beide bronnen in WEISS

5.3 Validatie van netto emissies in Vlaamse oppervlaktewater

5.3.1 Methodologie
5.3.2 Resultaten van de vergelijking voor massa microplastic
5.3.3 Resultaten van de vergelijking voor aantal microplastic deeltjes
5.3.4 Betrouwbaarheid van het model

5.4 Conclusie

Hoofdstuk 6: Risico's van MP verontreiniging p.97

6.1 Blootstelling van aquatische organismen aan Microplastics

6.1.1 Methodologie
6.1.2 Resultaten en bespreking van de resultaten

6.2 Blootstelling van de mens aan Microplastics in het drinkwater

6.2.1 Methodologie
6.2.2 Resultaten en bespreking van de resultaten

6.3 Effecten en risico's van microplastic verontreiniging in het milieu

6.3.1 Geobserveerde effecten na microplastic blootstelling beschreven in de literatuur
6.3.2 Risico's voor het milieu in Vlaanderen
6.3.3 Risico's van de blootstelling aan microplastics in het drinkwater op de mens

Hoofdstuk 7: Toekomstperspectieven en uitdagingen p.111

7.1 Huidige beleidscontext
7.2 Verandering in focus de laatste jaren
7.3 *Highlights* van het onderzoek naar plastic vervuiling in Vlaanderen
7.4 Uitdagingen voor de toekomst

7.4.1 Algemeen
7.4.2 Aanpak aan de bron
7.4.3 Waarom moeten we dit probleem aanpakken?
7.4.4 Wetenschappelijke kennis
7.4.5 Conclusie

Dankwoord p.120
Referenties p.121
Bijlagen p.133

Lijst van tabellen

Tabel 1: Overzicht verschillende polymeertypes, hun monomeer waaruit ze opgebouwd zijn en hun toepassingen. 17
Tabel 2: Soorten (micro)plastic materialen die frequent worden aangetroffen in aquatische milieus (Duis and Coors, 2016a). 25
Tabel 3: Overzicht van het aandeel van de verschillende bronnen in het influent van de bemonsterde kleinschalige waterzuiveringsinstallaties. 39
Tabel 4: Vergelijking van gerapporteerde microplastic concentraties in huishoudelijk afvalwater. 42
Tabel 5: De berekening van de emissiefactor microplastic (MP) van huishoudens uitgedrukt in gram/IE/jaar... 46
Tabel 6: De berekening van de emissiefactor microplastic (MP) van huishoudens uitgedrukt in aantal MP/IE/jaar. 46
Tabel 7: Geschatte emissie van de massa van de bandenpartikels per voertuigkilometer (mg/kg) voor verschillende voertuigtypes en op verschillende wegen. 50
Tabel 8: Schatting van de emissie bandenpartikels per jaar in België gebaseerd op beschikbare gegevens in literatuur en verzamelde gegevens van het rijgedrag van Vlamingen. 51
Tabel 9: Berekening emissiefactor (EF) van de microplastic bandenslijtage op basis van de massa van de rubberpartikels (bepaald via Pyr-GC/MS) 64
Tabel 10: Vergelijking van de microplastic concentratie in de waterlopen stroomopwaarts en stroomafwaarts van een rioolwaterzuiveringsinstallatie. 71
Tabel 11: De procentuele onverklaarde vracht bij de bemeten KWZI's en RWZI's (in massa) 72
Tabel 12: De procentuele onverklaarde vracht bij de bemeten KWZI's en RWZI's (in aantal microplastic)..... 72
Tabel 13: Berekening van het zuiveringsrendement uitgedrukt in aantal microplastics (MP) 74
Tabel 14: Berekening van het zuiveringsrendement uitgedrukt in massa microplastics (MP) 75
Tabel 15: Overzicht van de gebruikte kengetallen microplastic in WEISS 80
Tabel 16: Criteria voor het inschatten van onzekerheid uit het EMEP / EEA Emission Inventory Guidebook..... 81
Tabel 17: De bruto emissie naar water en de netto emissie in het oppervlaktewater van de 18 types bandenslijtage in ton..... 88
Tabel 18: Bruto en netto emissies van microplastic (in kg) per bekken voor de bronnen huishoudelijk afvalwater en bandenslijtage..... 90
Tabel 19: Overzicht van de geselecteerde locaties en het aantal geschikte meetgegevens 91
Tabel 20: Betekenis van de scores die gehanteerd worden bij het valideren van WEISS modelresultaten 92
Tabel 21: Vergelijking van modelresultaten WEISS met meetgegevens oppervlaktewater voor wat betreft de massa van microplastic 93
Tabel 22: Vergelijking van modelresultaten WEISS met meetgegevens oppervlaktewater voor wat betreft het aantal deeltjes microplastic 94

Lijst van figuren

Figuur 1: Voorbeeld van een monomeer en het resultaat van een polymerisatiereactie die zorgt voor het ontstaan van een polymeer 16
Figuur 2: Schematische voorstelling van de levenscyclus van plastics in België, van productie tot afval. Gebaseerd op het rapport van Agoria (AGORIA, 2019). 18
Figuur 3: Aandeel van de vraag naar ruwe materialen per kunststofverwerkende sectoren 19
Figuur 4: Aandeel van recyclage, vuilnisstort en energie-recyclage in verschillende Europese landen. Bron: Plastics Europe, 2019 20
Figuur 5: Onderverdeling van plastics gebaseerd op hun grootte. Figuur gebaseerd op Van Cauwenberghe 2016. 21
Figuur 6: Verticaal transport van microplastic partikels tussen het wateroppervlak en het sediment met de opsomming van een aantal factoren die dit proces kunnen beïnvloeden. 26
Figuur 7: Overzicht van de staalnamelocaties om de distributie van microplastics in zoetwatermilieus in Vlaanderen te bestuderen. 27
Figuur 8: Microplastic concentratie in oppervlaktewater van verschillende Vlaamse waterlopen bij periode met minder (= droog weer) en meer (= nat weer) regenval. 28
Figuur 9: Microplastic concentraties in sediment stalen in verschillende waterlopen in Vlaanderen. In de Oude Kale werd in één staal geen microplastic teruggevonden. 29
Figuur 10: Polymeertypes gevonden in het oppervlaktewater per locatie. 31
Figuur 11: Polymeertypes waargenomen in het sediment van de bestudeerde Vlaamse waterlopen. 31
Figuur 12: Grootteverdeling van de plastic partikels gevonden in het oppervlaktewater en in het sediment in Vlaamse waterlopen 32
Figuur 13: Vergelijking tussen de gerapporteerde concentraties (minimum (groen), gemiddelde (rood) en maximum (blauw)) in oppervlaktewater zoals beschreven in literatuur. Bronnen (van boven naar onder): Uurasjärvi et al., 2020; Leslie et al., 2017; González-Pleiter et al., 2019; Bordós et al., 2019; Stanton et al., 2020; Luo et al., 2019; Wang et al., 2017; Di et al., 2019; Zhang et al., 2021; Su et al., 2018; Lin et al., 2018; Nan et al., 2020; Barrows et al., 2018; deze studie. 33
Figuur 14: Vergelijking tussen de gerapporteerde concentraties (minimum (groen), gemiddelde (rood) en maximum (blauw)) in sediment zoals beschreven in literatuur. Bronnen (van boven naar onder): Peng et al., 2018; Browne et al., 2008; Wang et al., 2017; Leslie et al., 2017; Vianello et al., 2013; deze studie, Wang et al., 2017; Lin et al., 2018; Ballent et al., 2016; Rodrigues et al., 2018; Su et al., 2018; Merga et al., 2020; Bordós et al., 2019; Leslie et al., 2017. 34
Figuur 15: Schematisch overzicht van de bronnen van plastic en de mogelijke routes van plastics tussen de economie, samenleving en omgeving. Gebaseerd op Pravettoni (2018). 37
Figuur 16: Geselecteerde staalname locaties van de vier bemonsterde kleinschalige waterzuiveringsinstallaties in Vlaanderen. 41
Figuur 17: Gemiddelde (+/- standaard afwijking) en range (min - max) van de waargenomen microplastic concentraties in verschillende kleinschalige waterzuiveringsinstallaties. 42
Figuur 18: Voorkomen van verschillende polymeertypes in het huishoudelijk afvalwater voor alle locaties (A) en elke locatie apart (B). 43
Figuur 19: Grootteverdeling van de partikels die werden teruggevonden in huishoudelijk afvalwater in vier kleinschalige waterzuiveringsinstallaties in Vlaanderen 44
Figuur 20: Microscopische foto van een bandenpartikel. Deze figuur toont de typische heterogene samenstelling van de partikels. De opname werd genomen door gebruik van een Scanning Elektronen Microscoop (SEM) die de partikels vele malen kan vergroten zodat de structuur van de partikels geanalyseerd kan worden. 49
Figuur 21: Geschatte emissie van partikels afkomstig van bandenslijtage in verschillende landen wereldwijd waaronder de inschattingen gemaakt in deze studie in het groen. Gegevens afkomstig van volgende bronnen (van boven naar onder): Kole et al. 2017- Wagner et al. 2018- Councell et al., 2004; Kole et al. 2017; Kole et al. 2017; Kole et al. 2017; Wagner et al. 2018- Hillenbrand et al., 2005-Baumann & Ismeier 1997; Milani et al., 2004;

deze studie; Unice et al., 2019; Milani et al., 2004; Sherrington et al. 2016- Verschoor et al., 2016; Magnusson et al., 2016; Sundt et al. 2014 ; Kole et al., 2017 50
Figuur 22: Voorbeeld van plastic pellets gevonden in de buurt van een plasticproducent. Foto van Plastic Soup Foundation. 53
Figuur 23: Inschatting van de verdeling van geproduceerde bandenpartikels en hun uiteindelijke bestemming. Gebaseerd op de resultaten van Kaufmann (2007) en Hillenbrand et al. (2005). 57
Figuur 24: Overzicht van de locaties waar stalen verzameld werden voor analyse van run-off transport en atmosferische depositie van bandenpartikels en andere microplastics. 58
Figuur 25: Gemiddelde concentratie (+/- standaardafwijking) en range (min - max) concentratie rubber-partikels gemeten in de run-off stalen. 59
Figuur 26: Voorstelling van de verkeersdrukte tijdens het jaar 2020, waarbij in de periode maart tot juni 2020 een duidelijke daling waar te nemen is in de verkeersdrukte op de autosnelwegen in verschillende hoofdsteden. Een blauwe kleur geeft een indicatie van een verminderde drukte ten opzichte van 2019 en een rode kleur geeft een grotere drukte weer. Bron: www.tomtom.com 60
Figuur 27: Grootteverdeling van de partikels gevonden in de atmosferische depositie 61
Figuur 28: Locaties van rioolwaterzuiveringsinstallaties die bemonsterd werden voor microplastics analyse. .. 65
Figuur 29: Vergelijking tussen zuiveringsrendementen (in aantal deeltjes) beschreven wereldwijd. Bronnen: Zweden(Magnusson and Norén, 2014); Denemarken (Simon et al., 2018); Finland (Lares et al., 2018; Talvitie et al., 2017, 2015), Schotland (Murphy et al., 2016); Zuid-Korea (Lee and Kim, 2018); België - Vlaanderen: deze studie; Duitsland (Mintenig et al., 2017); Verenigde Staten (Conley et al., 2019; Michielssen et al., 2016); China (Lv et al., 2019; Yang et al., 2019); Frankrijk (Dris et al., 2018); Nederland (Leslie et al., 2017); Slovenië (Kalčíková et al., 2017) 67
Figuur 30: Overzicht stof-stroom analyse van microplastics in rioolwaterzuiveringsinstallaties. De binnenstromende microplastics (influent) worden gevolgd doorheen het zuiveringsproces om de efficiëntie van de verschillende stappen in het verwijderen van de microplastics in beeld te brengen. 68
Figuur 31: Locatie waarbij de invloed van een rioolwaterzuiveringsinstallatie op de concentratie microplastic in de waterloop werd bestudeerd stroomopwaarts en -afwaarts van de RWZI (rode bol) 70
Figuur 32: Het stofstroomschema van WEISS – van bruto naar netto emissie richting oppervlaktewater. 79
Figuur 33: Het stofstroomschema van de emissies microplastic van de bron huishoudelijk afvalwater (kg) 83
Figuur 34: Het stofstroomschema van de emissies microplastic van de bron huishoudelijk afvalwater (10^9 MP) 83
Figuur 35: De procentuele weergave van de verschillende routes naar het oppervlaktewater van de bron huishoudelijk afvalwater (kg) 84
Figuur 36: De procentuele weergave van de verschillende routes richting het oppervlaktewater van de bron huishoudelijk afvalwater (10^9 MP) 84
Figuur 37: De bruto emissie naar water microplastic van de bron huishoudelijk afvalwater (g) 85
Figuur 38: De netto emissie in het oppervlaktewater microplastic van de bron huishoudelijk afvalwater per A1 waterlichaam (g/0,25ha) 85
Figuur 39: Het stofstroomschema van de emissies microplastic van de bron bandenslijtage (ton) 87
Figuur 40: De procentuele weergave van de stromen in het oppervlakte water van de emissies microplastic van de bron bandenslijtage (ton) 87
Figuur 41: De bruto emissie naar water microplastic van de bron bandenslijtage (kg) 89
Figuur 42: De netto emissie in het oppervlaktewater microplastic van de bron bandenslijtage per A1 waterlichaam (kg/0,25ha) 89
Figuur 43: Toelevergebieden van de meetlocaties in (A) Aartselaar (op en afwaarts van de RWZI), (B) Gullegem en (C) Peer. 91
Figuur 44: Geselecteerde staalnamelocaties voor bepaling van de microplastic concentratie in biota. 98
Figuur 45: Geselecteerde locaties voor onderzoek naar de microplastic in drinkwater. SWK: Stadswaterkranen, WPC: Waterproductiecentra. 99

Figuur 46: Gemiddelde concentratie (en standaard variatie) per type bronwater gebruikt voor de waterzuivering en drinkwaterproductie. 100
Figuur 47: Overzicht van de verschillende polymeertypes gevonden in verschillende waterproductiecentra (WPC). LOQ: Limit of quantification. PE: Polyethyleen, PES: polyester, PP: polypropyleen. 101
Figuur 48: Grootteverdeling van de partikels gevonden in waterproductiecentra. 101
Figuur 49: Vergelijking van onze resultaten met de resultaten uit de literatuur in zake microplastic onderzoek in drinkwaterproductiecentra die op basis van oppervlaktewater (links) of grondwater (rechts) werken. Bronnen oppervlaktewater: (Pivokonsky et al., 2018); (Wang et al., 2020); (McQuilkin et al., 2020); (Kirstein et al., 2021); (Uhl et al., 2018). Bronnen grondwater:(McQuilkin et al., 2020); (Mintenig et al., 2019). (Uhl et al., 2018). Belgie = deze studie in Vlaanderen. 102
Figuur 50: Berekende risico voor negatieve effecten van microplastics in het zoetwaterecosysteem in Vlaanderen. Gebaseerd op maximum $PNEC_{water}$ waarden gerapporteerd in de literatuur (Burns en Boxall, 2018). Wanneer de risk quotient (RQ) kleiner is dan 1 wordt het risico laag ingeschat, wanneer de RQ groter is dan 1 is er een risico op negatieve effecten. 105
Figuur 51: Berekende risico op voor het zoetwater in Vlaanderen. Gebaseerd op gerapporteerde PNEC waarden met en zonder correctiefactor voor het zoetwatermilieu $PNEC_{sediment}^{a}$ Everaert et al., 2018; $PNEC_{sediment}^{b}$: Everaert et al. met herschaling voor zoetwater op basis van ECHA richtlijnen. Wanneer de risk quotient (RQ) kleiner is dan 1 wordt het risico laag ingeschat, wanneer de RQ groter is dan 1 is er een risico op negatieve effecten. 107

Afkortingen

AF	Assessment factor
AVG	Gemiddelde
AWIS	Afvalwater Informatie Systeem
DNEL	*Derived no effect level*
DW	Drooggewicht
ECHA	Europees Agentschap voor Chemische stoffen
EF	Emissiefactor
EVV	Emissie verklarende variabele
FTIR	Fourier-transformatie infrarood spectroscopie
IBA	Individuele behandelingsinstallatie voor afvalwater
IE	Inwoner equivalent
IWZI	Individuele waterzuiveringsinstallatie
Kt	Kiloton
KWZI	Kleinschalige rioolwaterzuiveringsinstallatie
LOQ	Limiet voor kwantificatie (*Limit of Quantification*)
MAX	Maximum
MEC	*Measured environmental concentration*
MIN	Minimum
MP	Microplastic
NOAA	Natioal Oceanic and Atmospheric Administration
NOEC	No observed effect concentration
NP	Nanoplastic
PA	Polyamide
PAM	Polyacrylamide
PE	Polyethyleen
PEC	*Predicted Environmental concentration*
PET	Polyethyleentereftalaat
PMMA	Polymethylmethacrylaat
PNEC	*Predicted No Effect Concentration*
PP	Polypropyleen
PS	Polystyreen
PTFE	Polytetrafluoroethyleen
PU	Polyurethaan
PVC	Polyvinyl chloride
Pyr-GC/MS	Pyrolyse gekoppeld aan gas chromatografie en massa spectrometrie
RQ	*Risk Quotient*
RWZI	Rioolwaterzuiveringsinstallatie
SSD	*Species Sensitivity Distibution*
SWK	Stadswaterkraan
VHA	Vlaams Hydrografische Atlas
VITO	Vlaamse Instelling voor Technologisch Onderzoek
VMM	Vlaamse Milieumaatschappij
WEISS	*Water Emissions Inventory Planning Support System*
WHO	Wereld Gezondheidsorganisatie
WPC	Waterproductiecentra

Samenvatting

Plastic producten zijn in ons dagelijkse leven en in onze maatschappij niet weg te denken. Ze bestaan in elke denkbare vorm en kunnen aangepast worden aan de vereisten van zowat elke toepassing. De plastic industrie is een groeiende sector die in 2019 voor een wereldwijde productie van **368 miljoen ton plastic zorgde.** In België werd in 2018 ruim **7,35 miljoen ton plastic materiaal** geproduceerd. Helaas komt wereldwijd ook een deel van het geproduceerde plastic door onopzettelijke verliezen (bv. tijdens transport), sluikstorten, gebruik, slijtage en slecht afvalbeheer, in het milieu en in aquatische systemen terecht. In 2018 werd deze fractie wereldwijd geschat op 86 miljoen ton. In het aquatisch milieu zal het plastic onder invloed van zonlicht, temperatuur, golfwerking en wrijving fragmenteren tot zeer kleine stukjes, de zogenaamde **microplastics** (kleiner dan 5 mm) of **nanoplastics** (kleiner dan 1 µm). Naast deze secundaire microplastics, kunnen primaire microplastics (i.e. plastics geproduceerd om in deze dimensie gebruikt te worden) ook rechtstreeks in het milieu terecht komen door hun gebruik in verzorgingsproducten en in andere toepassingen zoals detergenten of verf (o.a. ook van wegmarkeringen). Microplastics zijn wereldwijd terug te vinden in alle milieucompartimenten, van de diepzee tot op de hoogste bergtoppen, van de noordpool tot het zout op onze frietjes. Ondanks het vele onderzoek blijven er nog heel veel vragen over microplastics onbeantwoord, ook bij ons. Hoeveel microplastics zitten er in onze (Vlaamse) waterlopen? Hoeveel microplastics produceren wij (onbewust) in ons dagelijks leven en hoeveel daarvan komen er in het milieu terecht? Kunnen wij ze verwijderen uit onze afvalstromen? Heeft dit effect op onze gezondheid en het milieu?

Voor al deze vragen bestaan er voorlopig nog zeer weinig concrete antwoorden[1], zeker niet op lokale schaal. **Ook in Vlaanderen is er, op een paar pilootstudies na, zo goed als geen informatie over de microplastic verontreiniging** in het zoetwatermilieu en dus ook niet over de voornaamste bronnen en de emissies naar het aquatisch milieu. Het doel van deze studie was dan ook om in Vlaanderen een eerste breed-verkennend **onderzoek** naar microplastics uit te voeren m.b.t. de diverse bronnen, transportroutes, distributie in zoetwatermilieus, en de blootstelling voor mens en dier. Deze informatie kan een aanknopingspunt vormen voor de samenleving, economie, wetenschap en het beleid om microplastic verontreiniging te verminderen en de duurzaamheid van ons waterbeheer in Vlaanderen te verhogen.

In het uitgevoerd onderzoek werden in het totaal 210 stalen verzameld van acht verschillende matrices zoals o.a. oppervlaktewater, rioolwaterzuiveringsinstallaties of afstroomwater van de autosnelwegen, verspreid over Vlaanderen. De stalen werden geanalyseerd en verwerkt volgens de meest recente wetenschappelijke methoden. De plastics werden geïdentificeerd op basis van Fouriertransformatie infrarood spectroscopie.

Om een inschatting te kunnen maken van de huidige microplastic concentraties in de Vlaamse zoetwatermilieus werden stalen verzameld in negen waterlopen. Uit de resultaten blijkt duidelijk dat microplastics **wijdverspreid zijn in Vlaamse waterlopen**. **In 1 liter oppervlaktewater werden gemiddeld 0,36 microplastic (MP) deeltjes (tussen de 0 en 4,8 MP/L) teruggevonden**, voornamelijk polypropyleen en polystyreen. Deze polymeertypes worden gebruikt voor oa. verpakkingsmateriaal. Deze concentraties zijn vergelijkbaar met gerapporteerde concentraties in Nederland, Finland en Hongarije. In het slib (sediment of de waterbodem) van onze zoetwatermilieus lijken heel wat microplastics te bezinken. Daar vonden we gemiddeld **2480 microplastic deeltjes per kg sediment (tussen de 610 tot 9558 MP/kg)**. Voornamelijk polyethyleentereftalaat en polypropyleen werden

[1] De kennisnoden worden samengevat in de recent gepubliceerde beleidsinformerende nota. Devriese, L.I. & Janssen, C.R. (2021). https://www.vliz.be/testerep/nl/2021-03-beleidsinformerende-nota-marien-zwerfvuil-en-microplastics-belgie.

geidentificeerd die gebruikt worden voor plastic flesjes en verpakkingsmateriaal. In het sediment treffen we voornamelijk meer kleinere micoplastics aan in vergelijking met het oppervlaktewater. Ook deze resultaten zijn vergelijkbaar met gepubliceerde resultaten in andere landen, zoals Duitsland en Italië. Er werd veel variatie waargenomen, zowel spatiaal als temporeel, dit dient verder onderzocht te worden.

Bij mogelijke bronnen van plastic in de omgeving denken we vaak aan zwerfafval dat langs de straatkant ligt of grote illegale lozingen van plastics door plasticproducenten of andere industriële bedrijven. Maar ook het **huishoudelijk afvalwater** kan een belangrijke bijdrage leveren aan de plasticvervuiling. Er zijn namelijk heel wat producten die we dagelijks gebruiken en die, misschien wel zonder dat we het weten, microplastics vrijgeven. Het huidige onderzoek kwantificeerde de microplastic concentratie in huishoudelijk afvalwater in Vlaanderen aan de hand van metingen in het water dat een zuiveringsinstallaties binnenkomt en dat (grotendeels) rechtstreeks afkomstig is van huishoudens. Per liter water die dagelijks in een waterzuiveringsinstallatie binnenstroomt komen er 0,96 tot 39,8 microplastic deeltjes mee, dit zijn voornamelijk kleine (25 - 100 µm) polystyreen en polypropyleen deeltjes maar ook polyethyleentereftalaat, polyethyleen en polyvinyl chloride deeltjes zijn aanwezig. Dit wil zeggen dat er per Vlaming elke dag gemiddeld 1145 microplastics (tussen 355 en 1634 MPs) in ons afvalwater terechtkomen, goed voor een jaarlijkse lozing van 418 duizend microplastic deeltjes per Vlaming. **Alle Vlamingen samen produceren dus jaarlijks bijna 3 biljoen** (i.e. een miljoen keer een miljoen) **microplastics ofwel ruwweg 3000 kg microplastics die in ons afvalwater terechtkomen**. Bij 83 % van de huishoudens wordt dit afvalwater naar een actieve rioolwaterzuiveringsinstallatie (RWZI) getransporteerd. Een RWZI vormt dus een belangrijke schakel in de afvalwaterketen waar microplastics verwijderd kunnen worden. Uit deze studie blijkt dat **Vlaamse RWZI's 97,5 % (tussen de 92,6 en 100 %) van de microplastic deeltjes uit het afvalwater verwijderen**, alvorens het geloosd wordt in de naburige waterloop. Binnen een zuiveringsinstallatie vinden we de microplastics voornamelijk terug in de slibfractie. In Vlaanderen wordt deze fractie verwijderd en verbrand en komt dus niet in het milieu terecht.

Een andere, misschien tot nu toe minder belichte bron van microplasticvervuiling in het milieu, zijn de microscopisch kleine bandenpartikels die ontstaan door bandenslijtage. Op basis van het gerapporteerde aantal voertuigkilometers schatten we dat er **jaarlijks ongeveer 49.188 ton bandenpartikels op het wegdek terechtkomen in België.**

De partikels die op het wegdek belanden kunnen ofwel in de naburige omgeving (bv. berm) terechtkomen of via neerslag van het wegdek afgespoeld worden en in het oppervlaktewater terechtkomen. Een fractie van de geproduceerde partikels kan ook in de atmosfeer terechtkomen. Om een eerste inschatting te maken van de emissie van bandenpartikels naar de omgeving werden langs vijf Vlaamse autosnelwegen stalen verzameld van de afstroming en de atmosferische depositie. In de run-off stalen werden gemiddeld tussen 0,02 en 9,20 mg rubber-partikels per L per dag teruggevonden wat overeenkomt met een geschatte **emissie van 10,8 mg rubber-bandenpartikels per gereden voertuigkilometer**. Verder werden ook 0,91 microplastic deeltjes per liter per dag (maximaal 11,73 microplastics per liter per dag) gevonden. De rubber-partikels werden niet in de atmosferische depositie teruggevonden, hoewel daar gemiddeld wel 3,2 microplastic deeltjes werden gevonden die per m² per dag uit de lucht neerstrijken, met een maximale concentratie van 8,5 microplastics per m² per dag.

De bruto en netto emissies van beide hierboven vermelde bronnen, huishoudelijk afvalwater en bandenslijtage, werden berekend voor Vlaanderen op basis van het 'Water Emission Inventory Planning Support System' model (WEISS). **Van de jaarlijkse bruto emissie via huishoudelijk afvalwater**, i.e. wat er vanuit onze huishoudens vertrekt, zal **20 % ofwel 623 kg microplastic deeltjes in het**

aquatisch milieu terecht komen. De grootste verliespost zijn de huishoudens die (nog) niet aangesloten zijn op de rioolwaterzuivering en die dus hun afvalwater rechtstreeks in zoetwatermilieus lozen. Deze zijn verantwoordelijk voor 66% van de netto emissie naar het oppervlaktewater. Door in te zetten op een verhoging van het aandeel van het afvalwater dat behandeld wordt in een RWZI (meer aansluitingen) kan de emissie van microplastics naar de omgeving verminderd worden. Het zuiveringsrendement van alternatieven zoals 'Individuele Behandelingsinstallaties voor Afvalwater', dient onderzocht worden als een (korte-termijn) alternatief voor deze huishoudens die nog niet op een riolerings- of zuiveringssysteem zijn aangesloten.

De jaarlijkse netto microplastic emissie in Vlaanderen van rubber-partikels (via bandenslijtage) wordt geschat op 245 926 kg, een aanzienlijk hogere emissie in vergelijking met het huishoudelijk afvalwater. De voornaamste route naar het oppervlaktewater is via de afstroming van (on)verharde oppervlakten die het water niet afleiden naar de riolering. Onderzoek naar de efficiëntie van opvangbekkens, filtersystemen of andere passieve of actieve systemen die het afstroomwater kunnen zuiveren is nodig om een mitigatieplan te ontwerpen voor de emissie van bandenpartikels naar de omgeving.

In dit verkennend onderzoek konden niet alle bronnen bestudeerd worden. Hierdoor is de bron van een groot deel van de microplastic vracht die in de rioolwaterzuiveringsinstallaties binnenkomt ongekend. **Meer onderzoek naar het belang van onder meer industrieel afvalwater, atmosferische concentraties en zwerfvuil is noodzakelijk** om het belang van de verschillende bronnen aan te tonen, zodat gerichte mitigerende maatregelen kunnen genomen worden voor de belangrijkste emissiebronnen. Enkel op deze manier zullen we in staat zijn de microplastic concentratie in onze omgeving drastisch te verminderen.

De risico's op negatieve effecten voor het ecosysteem, berekend volgens EU methodologie, voor het oppervlaktewater zijn verwaarloosbaar. De risico's voor de bodemorganismen (levend op en in de sedimenten) in onze waterlopen zijn laag tot verwaarloosbaar, maar in bepaalde zones kunnen risico's niet uitgesloten worden. Het leidingwater dat we in onze huishoudens binnenkrijgen, blijkt een zeer laag aantal microplastics te bevatten (namelijk tussen de 0 tot 0,06 MP per liter). Wat de effecten en risico's voor de mens zijn van microplastics in het (drink)water en voeding kan met de huidige (wereldwijde) kennis niet bepaald worden en dient verder onderzocht te worden.

We stellen vast dat microplastics weliswaar wijdverspreid voorkomen, maar voor de bestudeerde compartimenten, resulteert de eerste preliminaire risico berekening voorlopig in een laag tot verwaarloosbaar risico. Dit onderzoek schetst de huidige situatie en legt een aantal werkpunten (op vlak van microplastic emissiebronnen maar ook op vlak van wetenschappelijke kennis) bloot maar biedt ook een duidelijke perspectief i.v.m. de mogelijke maatregelen die de netto emissie van microplastic naar ons zoetwatermilieu kunnen verminderen.

Onderzoek naar microplastics in Vlaanderen

Hoofdstuk 1: Plastics

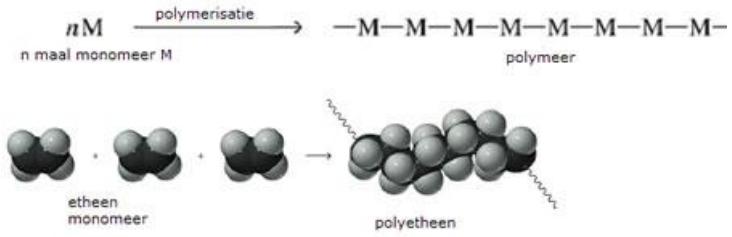
Als je rond kijkt in je huiskamer, op straat, in de winkel, … zijn we omringd door plastic producten. Plastic is in het dagelijkse leven en in onze maatschappij onmogelijk weg te denken.

Wat is plastic nu eigenlijk?
Worden er veel plastics geproduceerd?
Waarom moeten we ons daar zorgen over maken?
Wat weten we al en wat zouden we nog moeten weten?

1.1 Wat zijn plastics?

Hoewel we soms spreken over plastic alsof het over één product gaat, is 'plastic' eigenlijk een allesomvattende term voor **verschillende soorten synthetische producten.** Plastics zijn vaste stoffen met zeer interessante materiaaleigenschappen waaronder een zeer goede bestendigheid tegen de meest uiteenlopende gebruiksomstandigheden en een resistentie tegen degradatie (Van Echelpoel, 2014). Plastics bestaan in elke denkbare vorm, kunnen door beïnvloeding van het productieproces verschillende eigenschappen krijgen en kunnen aangepast worden aan de vereisten van een product door toevoeging van chemische stoffen zoals weekmakers en bisfenol-A.

De **chemische structuur** van plastic bestaat uit een aaneenschakeling van monomeren, een relatief eenvoudige organische molecule dat als bouwsteen van plastic dient (Figuur 1). Door een niet-natuurlijke scheikundige reactie kunnen deze monomeren aan elkaar gekoppeld worden en ontstaat een polymeer, een zogenaamd plastic of kunststof.



Figuur 1: Voorbeeld van een monomeer en het resultaat van een polymerisatiereactie die zorgt voor het ontstaan van een polymeer

1.2 Types plastic

Algemeen kunnen we plastics onderverdelen in twee categorieën: **thermoplastische en thermohardende plastics**. De eerste vormen een groep plastics die smelten na verhitting en pas opnieuw uitharden tijdens het afkoelen. Voorbeelden zijn de plastic verpakkingen die je kan vinden rond voedselwaren in de supermarkt (Tabel 1). Thermoharders daarentegen zijn plastics met een 3-dimensionele netwerkstructuur door dwarsverbindingen tussen de individuele ketens. Dit netwerk maakt het plastic enorm resistent tegen hitte, trekkrachten en vervorming en zorgt er voor dat deze plastics wel hard blijven bij verhitting. Typische toepassingen zijn bijvoorbeeld silicone (Tabel 1). Door

de niet-reversibele eigenschappen zijn de recyclagemogelijkheden van thermoharders beperkter (Jacobs et al., 2006).

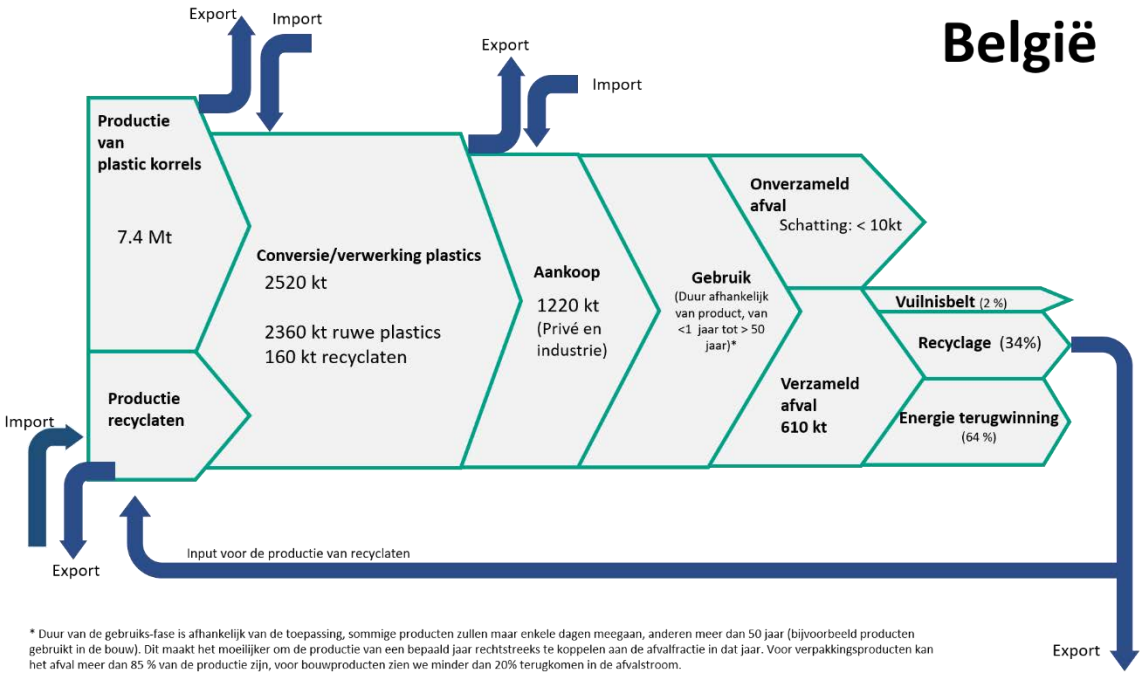
Naast de opdeling in deze twee categorieën bestaan er nog verscheidene **polymeertypes**, zoals polypropyleen (PP), polyethyleen (PE), polyethyleentereftalaat (PET) (Tabel 1). Deze verschillen in het monomeer waaruit ze opgebouwd zijn waardoor ze ook andere eigenschappen en toepassingen kunnen hebben.

Tabel 1: Overzicht verschillende polymeertypes, hun monomeer waaruit ze opgebouwd zijn en hun toepassingen.

Monomeer	**Polymeer**	**Afkorting plastic polymeertype**	**Thermoplast of thermoharder**	**Voorbeelden van gebruik**
Etheen	Lage densiteit polyethyleen	(LD)PE	Thermoplast	Plastic zakjes, verpakking, leidingen, …
Etheen	Hoge densiteit polyethyleen	(HD)PE	Thermoplast	Plastic zakjes, verpakking, leidingen, …
Propyleen	Polypropyleen	PP	Thermoplast	Jerrycans, tapijten, meubels, auto-onderdelen
Ethyleenglycol + tereftallzuur	Polyethyleentereftalaat	PET	Thermoplast	Drinkflessen,
Amide	Polyamide	PA	Thermoplast	Nylon
Acrylamide	Polyacrylamide	PAM	Thermoplast	Contactlenzen, verpakkingen,
Styreen	Polystyreen	PS	Thermoplast	Isomo, isolatiemateriaal, verpakkingen,
Vinylchloride	Polyvinylchloride	PVC	Thermoplast	Leidingen
Kwarts SiO_2	Silicone	/	Thermoharder	Kit, lijm en grondstof voor keukengerei
Epoxide	Epoxy	/	Thermoharder	Lijmen, impregneren, vloeren
(copolymeer)	Polyurethaan	PU	Thermoharder	Autolak, isolatie

1.3 Levenscyclus van plastics

De volledige levenscyclus van plastics wordt weergegeven in Figuur 2 en is gebaseerd op een rapport van de kunststof sectorfederaties Agoria en Essenscia (AGORIA, 2019). De levenscyclus wordt hieronder in detail beschreven.



Figuur 2: Schematische voorstelling van de levenscyclus van plastics in België, van productie tot afval. Gebaseerd op het rapport van Agoria (AGORIA, 2019).

1.3.1 Productie van basis materiaal

Plastics worden vervaardigd uit verschillende **grondstoffen zoals fossiele aardolie of (schalie)gas** maar ook uit **hernieuwbare componenten** zoals plantaardige olie. Plastic ontstaat door polymerisatie reacties van deze grondstoffen. De polymeren zelf worden vervaardigd als plastic korrels of '*nurdles*' die dienen als basis materiaal voor plastic producten. Deze korrels zijn tussen 2 en 5 mm groot en wegen ongeveer 20 mg (Tunnell et al., 2020).

In 2018 werd **wereldwijd 368 miljoen ton plastic geproduceerd**, tien jaar eerder was dit nog 245 miljoen ton en in de jaren 50, bij de start van de massaproductie van plastic, was dit slechts 1,5 miljoen ton (Plastics Europe, 2020, 2009). Voor 2050 wordt voorspeld dat 1,1 miljard ton plastics geproduceerd zal worden (United Nations Environment Program, 2019). De Belgische productie is goed voor ruim **7350 kiloton (kt) basis materiaal** (2 % van de globale productie) geproduceerd in 2018. De geproduceerde plastic korrels worden verder verwerkt in ons land of hiervoor geëxporteerd naar andere landen.

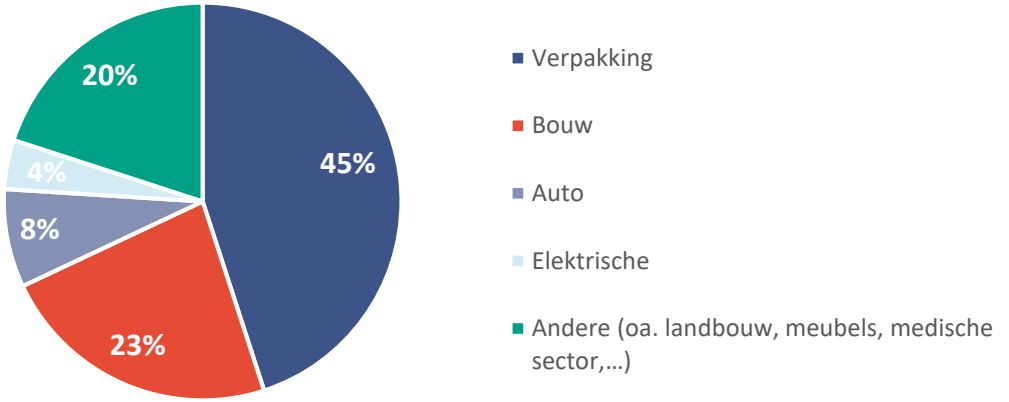
Een deel van de plastic korrels worden vervaardigd uit de **recyclage van plastic producten** die verzameld werden na hun gebruik door consumenten of in de industrie. Deze plastic materialen worden opnieuw omgezet tot recyclaten, kleine plastic korrels, die verwerkt kunnen worden tot nieuwe producten. In 2018 werd in België ongeveer 160 kt recyclaat geproduceerd.

1.3.2 Conversie of verwerking

De geproduceerde plastic korrels worden vervolgens verder verwerkt tot bruikbare producten door middel van o.a. spuitgieten, extruderen of vormblazen. Deze verwerking kan gebeuren op basis van nieuw geproduceerde plastics of op basis van gerecycleerde plastics ('recyclaten'). In België werden in 2018 ongeveer 2360 kt nieuw geproduceerde plastic korrels gebruikt voor verwerking en 160 kt recyclaat korrels, in totaal goed voor een verwerking van **2520 kt plastic**.

1.3.3 Gebruik van plastics

De plastic producten die vervaardigd worden, kunnen worden gebruikt in verschillende toepassingen in verschillende sectoren. Het merendeel van de plastics wordt gebruikt in de verpakkingsindustrie (45 %). Ruim 23 % van de plastic materialen wordt ingezet in de bouw en constructie sector. Andere sectoren die gebruikmaken van plastics zijn de auto-industrie, de elektro-industrie (bv. vervaardigen van elektrische apparaten) of de landbouw (Figuur 3).



Figuur 3: Aandeel van de vraag naar ruwe materialen per kunststofverwerkende sectoren

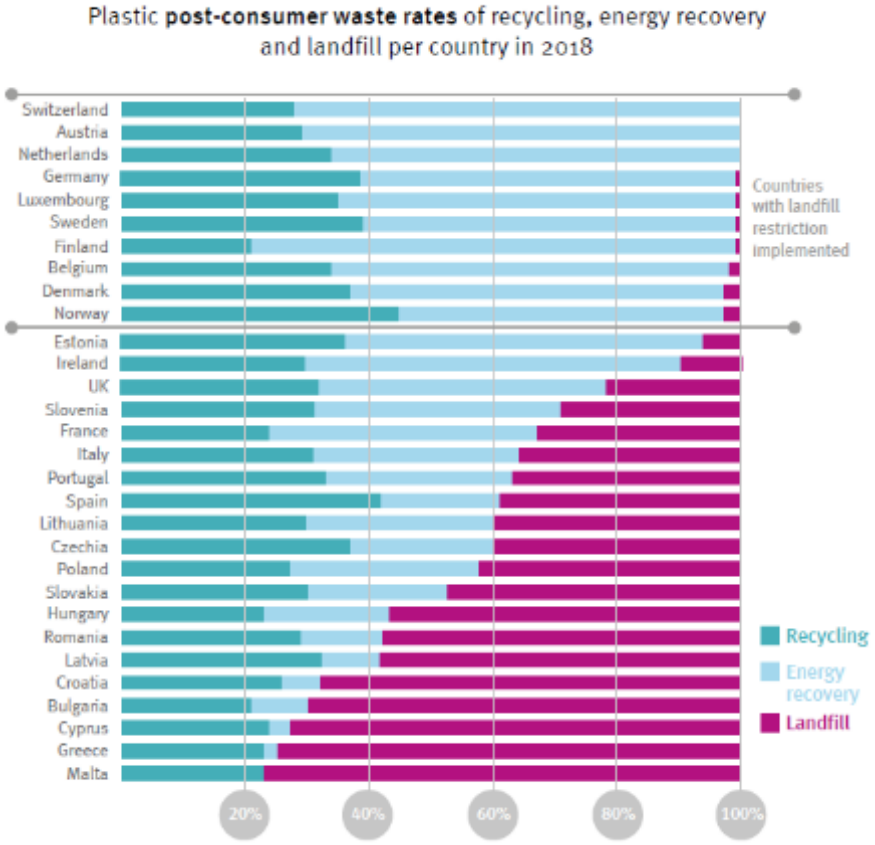
De duur van de gebruiksfase is sterk afhankelijk van het gebruik van het product. Verpakkingsproducten zijn typische '*single-use*' producten die een korte gebruiksperiode kennen en snel in de afvalfractie terechtkomen. Producten die in de bouw gebruikt worden, bijvoorbeeld isolatiemateriaal, kunnen verschillende jaren meegaan voor ze als afval verwerkt worden.

1.3.4 Plastic afval

Producten die niet meer gebruikt worden, komen in de afvalfractie terecht. In België wordt er jaarlijks **ongeveer 50 % van het geconsumeerde plastic ingezameld (610 kt)**. Dit verzamelde kunststofafval bestaat voornamelijk uit verpakkingen (57 %) en in mindere mate uit elektronica (8 %), plastics uit de bouwsector (8%), landbouw (5%) en andere (22 %). Van deze ingezamelde fractie komt 2 % op een vuilnisstort terecht, 64 % wordt verbrand met energie recuperatie en 34 % wordt gerecycleerd. Die laatste fractie zal opnieuw omgezet worden naar plastic korrels (post-consumptie recyclaat) die opnieuw verwerkt kunnen worden tot nieuwe plastic producten. Het Vlaams materialenbeheer en het 'Uitvoeringsplan huishoudelijk afval en gelijkaardig bedrijfsafval' zet in op duurzaam materialenbeheer en circulaire economie, waarbij onder andere het storten van afval aan banden wordt gelegd en geïnvesteerd wordt in recyclage en energierecuperatie. Hierdoor scoort België goed op recyclage en recuperatie van materialen, dit in tegenstelling tot andere landen zoals Malta, Griekenland en Spanje waar nog steeds een groot deel van het afval op vuilnisbelten terecht komt (Figuur 4) (OVAM, 2019; Plastics Europe, 2019). Een deel van het plastic afval zou ook geëxporteerd worden naar het buitenland, hierover zijn echter geen officiële cijfers beschikbaar.

Helaas gaat ook een groot deel van het afval verloren, welke fractie juist verloren gaat is echter onduidelijk. Voor België wordt dit ingeschat op minder dan **10 kt niet verzameld afval per jaar** (Jambeck et al., 2015), maar dit is enkel gebaseerd op een schatting en is heel onzeker. Deze niet-verzamelde fractie kan op verschillende momenten in de levenscyclus verloren gaan en via

verschillende transportroutes (via water, lucht, rioleringsstelsel,…) in het aquatische of terrestrische milieu terecht komen (zie **Hoofdstuk 4**).



Figuur 4: Aandeel van recyclage, vuilnisstort en energie-recyclage in verschillende Europese landen. Bron: Plastics Europe, 2019

1.4 Fragmentatie van plastic

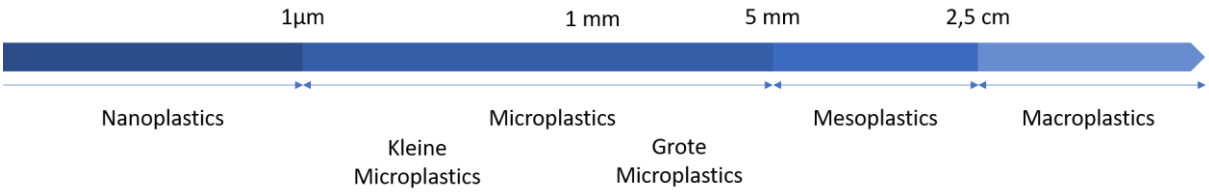
Plastics die niet ingezameld worden, die met andere woorden - al dan niet bewust - geloosd of gedumpt worden en dus niet op de juiste manier verwerkt worden, komen vaak in het milieu terecht (**Hoofdstuk 4 en 5**). Door de resistente eigenschappen van plastics zullen deze gedurende lange tijd daar aanwezig blijven. Maar onder invloed van verschillende omgevingsfactoren zoals Uv-licht, aanwezigheid van micro-organismen, hoge temperaturen en wrijving kunnen deze plastics wel fragmenteren (Cole et al., 2011). Hierdoor kunnen grotere stukken plastics (zogenaamde macroplastics, groter dan 2,5 cm) in het milieu afgebroken worden in steeds kleinere fragmenten tot **mesoplastics (kleiner dan 2,5 cm), microplastics (kleiner dan 5 mm) en nanoplastics (kleiner dan 1 µm)** (Thompson et al., 2009; Van Cauwenberghe, 2016). Deze macro-, meso-, micro- en nanoplastics bestaan in alle mogelijke polymeertypes en vormen. Daarnaast kunnen microscopisch kleine partikels ook rechtstreeks in de omgeving terecht komen. Dit is het geval voor de zogenaamde **primaire microplastics**[2], die van oorsprong reeds klein (< 5 mm) zijn. Voorbeelden zijn de ruwe basis materialen voor plastic verwerking of de kleine plastic bolletjes die in scrubs en tandpasta worden toegevoegd omwille van hun schurende werking (Cole et al., 2011).

[2] *Primaire microplastics zijn microplastics die altijd microscopisch klein zijn geweest, dit in tegenstelling tot secundaire microplastics die door slijtage of verwering en fragmentatie uit grotere macroplastics ontstaan zijn.*

Gouin et al. (2015) schatte dat 6 % van de vloeibare huidreinigingsproducten op de Europese markt, microplastics bevatten. Microplastics worden ook in sommige medicijnen gebruikt als vector voor farmaceutische stoffen (Lassen et al., 2015). Net zoals bij verzorgingsproducten komen ook deze microplastics na het gebruik voornamelijk in het afvalwater terecht. Een andere bron van primaire microplastics is het gebruik van acrylaat of polyester partikels voor zandstraaltoepassingen om roest of verf van diverse objecten te verwijderen (Sundt et al., 2014). Door hun gebruik zullen deze partikels ook verdwijnen in het afvalwater. Een laatste belangrijke bron van primaire microplastics is het verlies van de pellets of *nurdles* (Sectie 3.4) tijdens transport en productie. Voorbeelden van secundaire microplastics die ontstaan uit afbraak van grotere macroplastics zijn vezels die loskomen bij het wassen van synthetisch textiel, partikels afkomstig van bandenslijtage of kleine partikels afkomstig van de verwering van bijvoorbeeld PET-flessen.

In een Deense studie werd een inschatting gemaakt van het aandeel van verschillende bronnen voor microplastics (primair en secundair) aanwezig in hun aquatische milieus (Lassen et al., 2015). Hierin werd geconcludeerd dat bandenslijtage één van de belangrijkste bronnen voor microplastic emissie is (55 %). Gebaseerd op deze analyse – en ondersteund door ander wetenschappelijk onderzoek – lijken secundaire microplastics (door fragmentatie of slijtage) een groot aandeel te hebben in de emissie van plastics naar het milieu (Lassen et al. 2015; Duis en Coors 2016b).

Zoals hierboven reeds vermeld, kan men op basis van de grootte van de partikels een onderverdeling maken in macro- meso-, micro- en nanoplastics. De onderverdeling in de verschillende grootteklassen is echter nog niet uniform vastgelegd in de wetenschappelijke wereld. In dit rapport gebruiken we de vermelde onderverdeling (Figuur 5), gebaseerd op de definities van de *National Oceanic and Atmospheric Administration* (NOAA) en het wetenschappelijk werk van Van Cauwenberghe en collega's (2016) (NOAA, 2009; Van Cauwenberghe, 2016). In andere wetenschappelijke literatuur of beleidsadviezen worden mogelijks andere onderverdelingen gehanteerd. Dit maakt het moeilijk om verschillende resultaten te vergelijken.



Figuur 5: Onderverdeling van plastics gebaseerd op hun grootte. Figuur gebaseerd op Van Cauwenberghe 2016.

De grootte van deze plastic partikels is heel belangrijk voor het veroorzaken van eventuele adverse effecten en risico's. De kleine microplastics (<25 µm) en nanoplastics (< 1µm) zijn namelijk:

1) niet of nauwelijks zichtbaar met het blote oog en vaak moeilijk te analyseren aan de hand van de bestaande protocollen en technieken. Dit maakt een inschatting van het aantal partikels die in het milieu te vinden zijn moeilijk;
2) beschikbaar voor kleinere organismen uit lage trofische niveaus (e.g. zoöplankton) en kunnen op die manier in aquatische voedselwebben terecht komen (e.g. Van Cauwenberghe et al., 2015a);
3) potentieel meer risicovol voor mens en dier omdat gevreesd wordt dat deze kleinere partikels opgenomen kunnen worden door cellen;
4) moeilijker te verwijderen uit het milieu, waardoor dit door accumulatie een ernstig risico kan vormen (Magnusson and Norén, 2014).

De bezorgdheid rond de risico's van microplastics voor mens en milieu is dan ook heel groot, en meer onderzoek is dus noodzakelijk om de hoeveelheid van deze partikels in het milieu in te schatten maar eveneens om hun adverse effecten en risico's voor mens en milieu te kunnen bepalen (Everaert et al., 2018). Hoewel nanoplastics mogelijks een nog grotere impact kunnen hebben, bestaan er tot op heden geen (gestandaardiseerde) methoden om deze te detecteren en kwantificeren.

1.5 Kennisleemten in het plasticonderzoek

Het werd ondertussen meermaals aangetoond dat microplastics wijdverspreid voorkomen, van het hooggebergte (Napper et al., 2020b) tot de diepzee (Peng et al., 2018; Van Cauwenberghe et al., 2013). De hoeveelheid gepubliceerd microplastics onderzoek is de laatste 5 à 10 jaar enorm toegenomen. De fundamentele kennis is jammer genoeg niet met dezelfde snelheid gegroeid (SAPEA, 2019). Hiervoor zijn verschillende verklaringen:

- De microplastics (zeker de kleinere microplastics < 1mm) zijn moeilijk te analyseren omwille van de **analytische limieten van de meettoestellen voor kleine partikels**. Voor Fourier-transformatie infrarood (FTIR) spectroscopie bijvoorbeeld is de theoretische ondergrens 10 µm, hoewel we in praktijk eerder een ondergrens van 25 µm waarnemen (pers. obs.). Voor Raman spectroscopie wordt in de literatuur de ondergrens van 1 µm gerapporteerd (Li et al., 2018b).

- Er is een gebrek aan correcte en **gestandaardiseerde protocollen voor staalname én analyse**. Dit maakt het enorm moeilijk om verschillende studies met elkaar te vergelijken.

- In veel studies is er een gebrek aan de **adequate kwaliteitscontrole** en richtlijnen om op een correcte en gestandaardiseerde manier om te gaan met de kwaliteit van de analyse. Door het wijdverspreide voorkomen van microplastics, treedt contaminatie of vervuiling van de stalen gemakkelijk op, zowel tijdens de staalname als de analyse. Een gepaste kwaliteitscontrole die de contaminatie tijdens de toegepaste procedures bepaalt, ontbreekt vaak tijdens zowel de staalname als de analyse (SAPEA, 2019).

- Plastic is niet één product, het is een enorm uitgebreid gamma aan producten met verschillende eigenschappen, opbouw, levenscycli, chemische additieven,… Dit resulteert in een **enorme**

complexiteit met variaties in concentraties en gedragingen in de omgeving[3], maar ook verschillen in de effecten en risico's voor mens én milieu.

- Het merendeel van de studies i.v.m. plasticvervuiling, legt de **focus op het mariene milieu**, de ultieme bestemming voor rondzwervende plastics (Hidalgo-Ruz et al., 2012; Li et al., 2018b; WHO, 2019). Naar schatting komt jaarlijks 4,8 tot 12,7 miljoen ton plastic afval in de zee terecht, wat zorgt voor een geschatte totaal geaccumuleerde aantal microplastics tussen de 93 tot 236 duizend ton, wat overeen zou komen met ongeveer 15 tot 51 biljoen deeltjes (Geyer et al., 2017; Jambeck et al., 2015; Sebille et al., 2015). Onderzoek naar plasticvervuiling richt zich bijgevolg vooral op het mariene milieu zoals stranden, open zee, zeebodem, kustecosystemen en abyssale vlaktes. Dit zorgt ervoor dat er een grote kennisleemte bestaat over de aanwezigheid van (micro)plastics in zoetwaterecosystemen, hoewel rivieren vaak aanzien worden als een continue 'leverancier' van plastics in het mariene milieu (Hidalgo-Ruz et al., 2012; Li et al., 2018b). Een aantal studies beschrijven de aanwezigheid van microplastics (en hun concentraties) in afvalwater, schelpdieren, tafelzout, bier en drinkwater maar deze data is gelimiteerd en niet gestandaardiseerd. Studies over het relatief belang van de verschillende bronnen van microplastics zijn quasi onbestaand (WHO, 2019). Verder zou er ook een meer allesomvattende analyse uitgevoerd moeten worden die mogelijke 'stroomopwaartse' bronnen mee in rekening brengt (WHO, 2019). Enkel door deze invalshoek mee te nemen in het onderzoek kunnen de belangrijkste bronnen aangeduid worden en bijgevolg ook aangepakt worden. Ook in Vlaanderen is er, op een paar pilootstudies na, zo goed als geen informatie over microplasticverontreiniging en bestaan er dus ook geen analyses van de voornaamste bronnen en hun emissies naar het milieu.

Om de effecten en risico's van microplastics op een betrouwbare manier te kunnen evalueren, is er dringend nood aan meer gegevens over de aanwezigheid, het gedrag, bronnen (en het aandeel van de verschillende bronnen), de transportroutes en de biologische effecten van microplastics.

[3] *Een voorbeeld van gedrag in de omgeving is het sedimentatie-gedrag in de waterkolom. Dit gedrag is afhankelijk van densiteit van het polymeer, maar dit kan op zijn beurt enorm veranderen bij verwering of door kolonisatie van bacteriën op het oppervlak van het plastic partikel (Nguyen et al., 2020; Van Melkebeke et al., 2020)*

1.6 Algemeen doel van het onderzoek

Het doel van deze studie is om door middel van de monitoring van microplastic concentraties in verschillende milieumatrices een eerste inschatting te kunnen maken van de **microplastic waterverontreiniging in Vlaanderen**. Op basis van de analyse van in totaal 210 milieu stalen werd de distributie van microplastics in het Vlaams aquatisch milieu in kaart gebracht en werden de voornaamste bronnen en transportroutes bestudeerd.

We onderzochten verschillende bronnen, emissiefactoren, transportroutes en ook de huidige situatie in zoetwatermilieus in Vlaanderen. De verzamelde gegevens werden in het *Water Emissions Inventory Planning Support System* (WEISS) van de Vlaamse Instelling voor Technologisch Onderzoek (VITO) geïntegreerd om een extrapolatie voor Vlaanderen mogelijk te maken. De verzamelde veld- en analyse gegevens maken het, in combinatie met de extrapolatie via het WEISS model, mogelijk om voor het eerst een breed-verkennende beeld te geven omtrent de concentraties van microplastics in verschillende Vlaamse watersystemen. Deze informatie kan gebruikt worden om het beleid te informeren en bestaande kennisleemten te identificeren.

1.7 Conclusie

In het kort…

Wat is plastic nu eigenlijk?

Plastics zijn synthetische polymeren die een aaneenschakeling zijn van monomeren. Plastic is niet 1 product, er zijn verschillende types, vormen, groottes plastics

Worden er veel plastics geproduceerd?

In 2018 werd in België 7350 kiloton basis plastic materiaal geproduceerd. Op basis van recyclage van plastics werd ongeveer 160 kiloton basis materiaal vervaardigd. Van dit basis materiaal (nieuw en gerecycleerd) werd ruim 2520 kt omgevormd naar plastic producten door de Belgische kunststofindustrie

Waarom moeten we ons daar zorgen over maken?

Een groot deel van de geproduceerde plastic producten gaan door -al dan niet bewuste-lozing of dumping in het aquatische of terrestrische milieu terechtkomen waar ze gedurende lange tijd aanwezig zijn, gedegradeerd kunnen worden tot kleinere partikels en adverse effecten kunnen veroorzaken.

Wat weten we al en wat zouden we nog moeten weten?

Het werd ondertussen meermaals aangetoond dat microplastics wijdverspreid voorkomen in het terrestrische en aquatische milieu. Maar om de effecten en risico's van microplastics op een betrouwbare manier te kunnen evalueren is er dringend nood aan meer gegevens over de aanwezigheid, het gedrag, bronnen (en het aandeel van de verschillende bronnen), de transportroutes en de biologische effecten van microplastics.

Hoofdstuk 2: Distributie microplastics in zoetwatermilieus in Vlaanderen

Wat is de distributie van microplastics in Vlaanderen?
Welke types, groottes, vinden we terug?
Waar vinden we deze plastics dan terug?

2.1 *State-of-the-science*

Microplastics worden teruggevonden in alle compartimenten in de wereld, van de diepzee (Peng et al., 2018; Van Cauwenberghe et al., 2013) tot op de hoogste bergtoppen (Napper et al., 2020b), van de noordpool (Munari et al., 2017) tot in ons flesje drinkwater in de lokale supermarkt (Cox et al., 2019; McQuilkin et al., 2020; SAPEA, 2019). We kunnen dan ook verwachten dat microplastics ook in het Vlaamse zoetwatermilieu aanwezig zijn. Tot op heden, werden echter nog geen uitgebreide gegevens verzameld over de exacte concentratie van microplastics in onze zoetwatermilieus.

De weinige studies die in zoetwatermilieus in Vlaanderen werden uitgevoerd rapporteerden maximaal 27 microplastics per liter in de Schelde (Van Echelpoel, 2014), en 5 tot 11 microplastic deeltjes per liter in de Leie (Van Craenenbroeck et al., 2015). In het sediment werden 52 tot 200 microplastics per kg gevonden in de Leie (Van Craenenbroeck et al., 2015) en 646 tot 50 124 microplastics per kg sediment in de schelde (De Troyer, 2015; Van Cauwenberghe et al., 2015a).

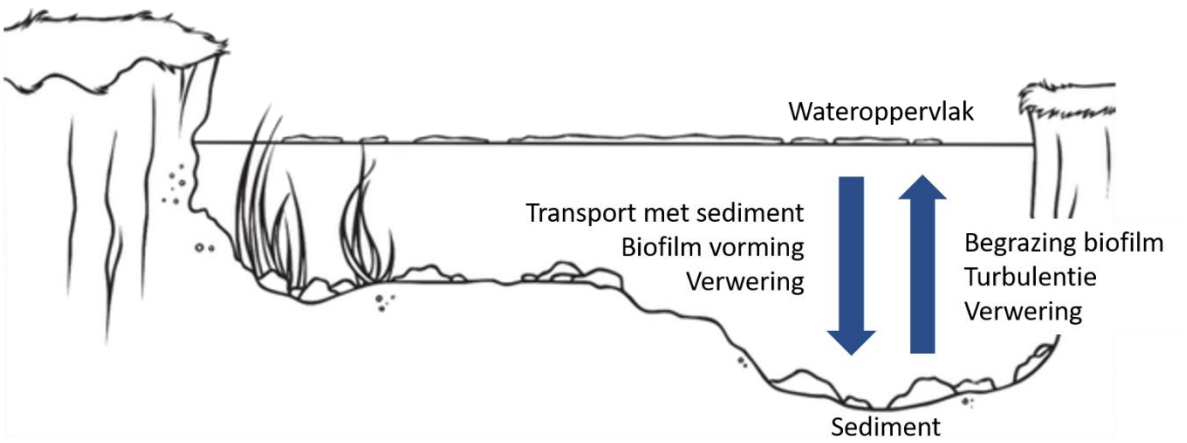
Als we kijken naar de concentratie van microplastics in de rivieren is het belangrijk om het **gedrag van deze microplastics in de waterkolom** in rekening te brengen. Elk type microplastic (afhankelijk van polymeertype, vorm, grootte,…) zal zich anders gedragen in zoetwater, gebaseerd op hun fysicochemische eigenschappen. Chemische eigenschappen, of de opbouw van microplastics, zullen namelijk de densiteit van het partikel bepalen (Tabel 2). Microplastic partikels met een densiteit kleiner dan 1 g/cm³ zullen blijven drijven in het zoetwater, microplastics met een densiteit groter dan 1 g/cm³ zullen naar de bodem zinken.

Tabel 2: Soorten (micro)plastic materialen die frequent worden aangetroffen in aquatische milieus (Duis and Coors, 2016a).

Plastic materiaal	**Afkorting**	**Densiteit (g cm^{-3})***
Geëxpandeerd polystyreen	EPS	0,01 – 0,04
Lage densiteit polyethyleen	LDPE	0,89 – 0,93
Hoge densiteit polyethyleen	HDPE	0,94 – 0,98
Polypropyleen	PP	0,83 – 0,92
Polyethyleentereftalaat	PET	0,96 – 1,45
Polyamide (nylon)	PA	1,02 – 1,16
Polyacrylamide	PAM	1,20 – 1,30
Polystyreen	PS	1,04 – 1,1
Polymethylmethacrylaat (acrylaat)	PMMA	1,09 – 1,20
Polyvinylchloride	PVC	1,16 – 1,58
Polycarbonaat	PC	1,20 – 1,22
Polyurethaan	PU	1,2
Polyester	PES	1,24 – 2,3
Polytetrafluoroethyleen	PTFE	2,1 – 2,3

** De densiteit van deze materialen kan variëren door toevoeging van additieven of natuurlijke processen zoals verwering en de aanwezigheid van een biofilm*

Het zinken en drijven van een plastic partikel is een dynamisch proces doordat de **vorming van een biofilm**[4] (i.e. *fouling*) en/of de **verwering van plastics** de densiteit van een partikel kan beïnvloeden. Zo kan een PE plastic partikel na de aanhechting en groei van een biofilm toch zinken naar de bodem, hoewel de densiteit van een "nieuw" partikel kleiner is dan 1g per cm³ en het dus in die toestand zou drijven. Wanneer dit PE partikel met biofilm op de bodem van de rivier terechtkomt kan door verschillende organismen aanwezig in het water de biofilm 'begraasd' worden wat de densiteit opnieuw zal doen dalen en zo kan dit partikel opnieuw beginnen drijven. Deze verplaatsing van het wateroppervlak naar het sediment en terug noemen we **verticaal transport** (Figuur 6).



Figuur 6: Verticaal transport van microplastic partikels tussen het wateroppervlak en het sediment met de opsomming van een aantal factoren die dit proces kunnen beïnvloeden.

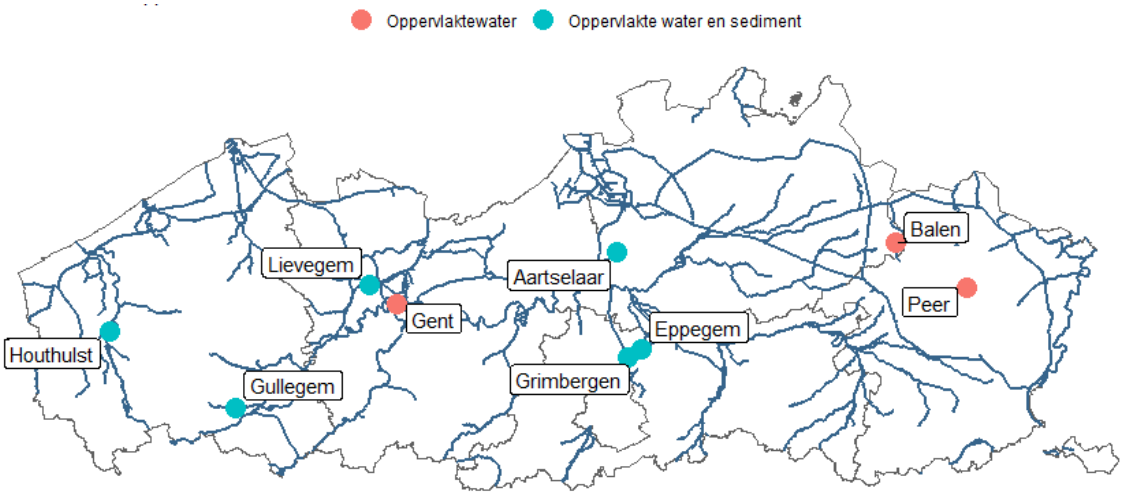
Het aanwezig zijn van de microplastics in het sediment of in de waterkolom kan een groot effect hebben op de verspreiding en transport van microplastics. Partikels die zinken naar de bodem van een waterloop zullen (tijdelijk) gevangen worden in het sediment en zich dus minder verspreiden en minder snel in het marien milieu terecht komen (Van Cauwenberghe et al., 2015b). Om een beeld te krijgen van de **microplasticvervuiling in Vlaamse zoetwatermilieus** is het daarom van belang om data te verzamelen van de concentratie microplastics in zowel het wateroppervlak als in het sediment. Het doel van dit deel van het onderzoek was om een algemeen beeld te krijgen van de microplasticverontreiniging in rivieren verspreid over Vlaanderen.

2.2 Methodologie

In negen waterlopen op diverse plaatsen in Vlaanderen werden stalen verzameld van het oppervlaktewater, op zes van deze plaatsen werd ook het sediment bemonsterd (Figuur 7). De locaties werden geselecteerd op basis van een aantal selectiecriteria (Uitgebreid besproken in Deelrapport 1, www.vmm.be/publicaties). Waterstalen (n = 9) werden met behulp van een beker bevestigd aan een telescopische arm verzameld (± 10 L). Per locatie werden minstens drie stalen, opeenvolgend verzameld. In sommige gevallen werd de locatie twee maal bezocht (n = 5), éénmaal in een periode met weinig regenval (= droge periode) en éénmaal in een periode met meer regen (= natte periode). Op 6 van deze locaties werd ook een bijhorend sedimentstaal (2 tot 4 L) verzameld door het gebruik van een 'Van Veen' grijper.

[4] *Een biofilm bestaan uit een laag micro-organismen of bacteriën die zich vasthechten aan een oppervlak, in dit geval het oppervalk van de plastics, en daar een complex 'ecosysteem' vormen met een zelfgeproduceerde, beschermende slijmlaag of extracellulaire matrix.*

In het laboratorium werden de microplastics geëxtraheerd uit het staal en werd het aantal partikels, hun grootte en de polymeersamenstelling bepaald met behulp van de Fourier-transformatie infrarood (FTIR) spectroscopie. Er werd een kwaliteitscontrole uitgevoerd om een inschatting te maken van de contaminatie tijdens staalname én analyse. Een uitgebreide beschrijving van de gebruikte staalnamemethoden, analytische technieken en kwaliteitscontrole kan teruggevonden worden in Deelrapport 1 (www.vmm.be/publicaties).



Figuur 7: Overzicht van de staalnamelocaties om de distributie van microplastics in zoetwatermilieus in Vlaanderen te bestuderen.

Deze studie is voornamelijk ontworpen om een eerste inschatting te kunnen maken van de microplastic vervuiling in Vlaamse oppervlaktewateren. Er werd bijkomstige informatie verzameld, zoals informatie over de stroomsnelheid, breedte van de waterloop, diepte, neerslag in de dagen voor staalname en pH, om zo een eerste verkennende studie uit te voeren van mogelijke correlaties tussen deze parameters en de microplastic concentratie. Door beperkte herhalingen per omgevingsvariabelen kan enkel een eerste preliminaire analyse uitgevoerd worden.

2.3 Resultaten en bespreking van de resultaten

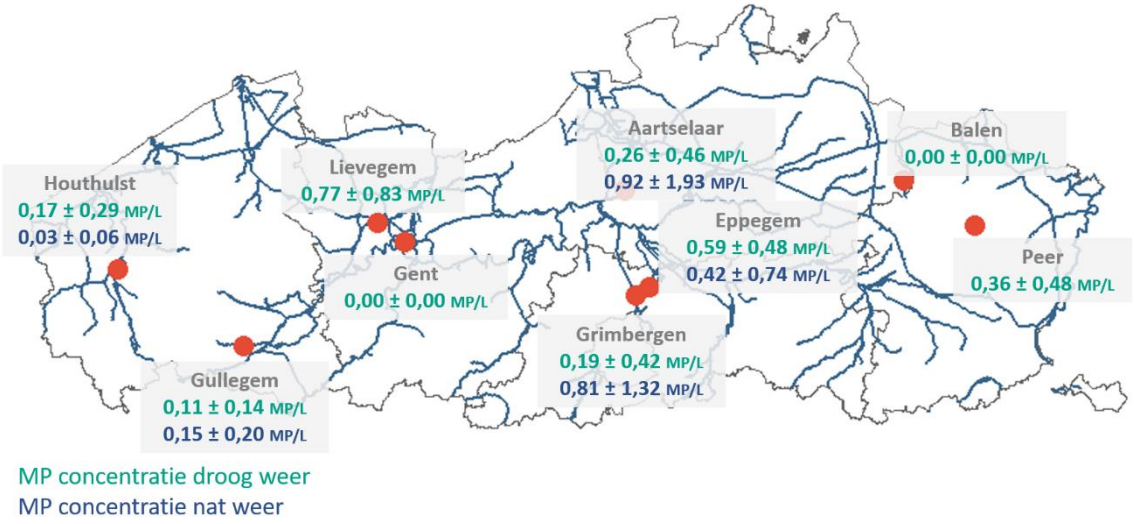
2.3.1 Concentratie microplastics in de bemonsterde Vlaamse waterlopen

Microplastic concentratie in het oppervlaktewater

Er werden op zeven van de negen bemonsterde waterlopen (Oude Kale, Grote Struisbeek, Tangebeek, Dommel, Zenne, Heulebeek en Koevaardeken) microplastics aangetroffen in het oppervlaktewater. In de Watersportbaan te Gent en de Grote Nete in Balen werden geen microplastics teruggevonden. **Gemiddeld werden er 0,36 ± 0,81 MP per L** teruggevonden in deze Vlaamse oppervlaktewateren. Een maximum van 4,8 MP per L werd genoteerd in de Grote Struisbeek (Aartselaar). Deze waarneming was echter een éénmalige hoge concentratie, de andere metingen op diezelfde locatie vertonen geen systematisch hogere concentraties. Deze hogere microplastic concentratie lijkt dus eerder een tijdsgebonden component te hebben, wat ook reeds werd beschreven voor andere oppervlaktewateren (Stanton et al., 2020). De gemiddelde massa van de gevonden microplastics per liter oppervlaktewater was $2{,}1 \times 10^{-5} \pm 8{,}8 \times 10^{-5}$ gram.

Figuur 8 geeft een overzicht van de gemeten gemiddelde microplastic concentraties per bemonsterde locatie. Er werden geen significante verschillen waargenomen in de microplastic concentratie tussen

de bemonsterde locaties (Kruskal-wallis test; p[5] = 0,3724). Op vijf locaties werden stalen genomen tijdens een natte en droge periode. Bij droogweer (n = 37) werden gemiddeld 0,25 ± 0,42 MP per L gevonden met een gemiddeld gewicht van 7,23 x 10^{-6} ± 2,24 x 10^{-5} g per L. Bij regenweer werden 0,53 ± 1.17 MP deeltjes per L aangetroffen met een gemiddeld gewicht van 3,94 x 10^{-5} ± 1,33 x 10^{-4} g per L. We zien wel ietwat hogere microplastic concentraties bij regenweer maar er kan geen statistisch significant verschil in microplastic concentratie tussen beide weertypes aangetoond worden (Wilcoxon test; p = 0,5462).



Figuur 8: Microplastic concentratie in oppervlaktewater van verschillende Vlaamse waterlopen bij periode met minder (= droog weer) en meer (= nat weer) regenval.

Het stijgen van de microplastic concentratie bij regenweer zou eventueel verklaard kunnen worden door een 'flush-effect' waarbij opgestapelde microplastic partikels in de omgeving van de waterloop weggespoeld worden door de hogere neerslag en op deze manier in de waterlopen terecht komen. Deze mogelijke verklaring zal verder onderzocht moeten worden.

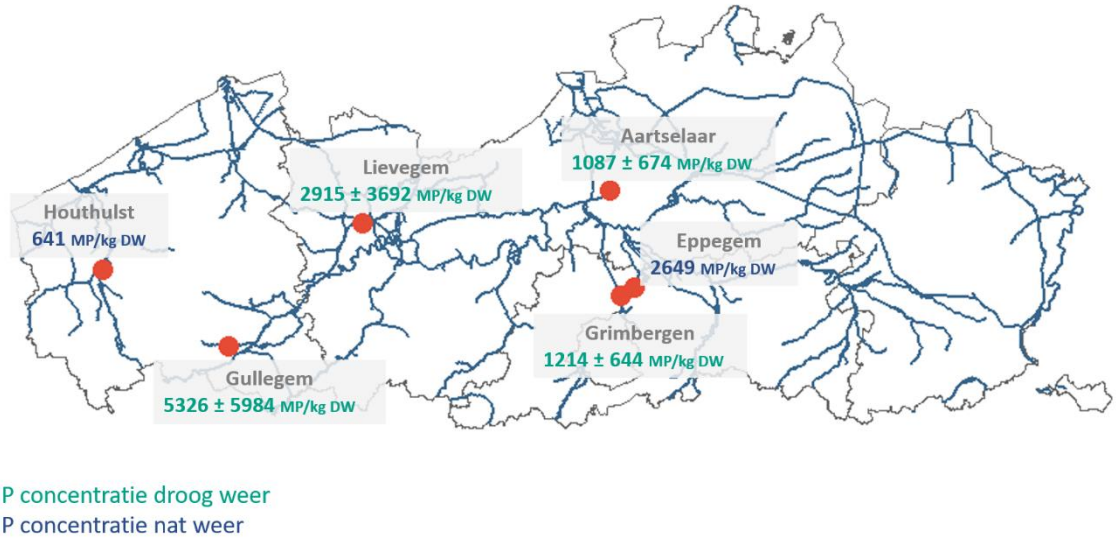
Er werden bij deze eerste, preliminaire screening geen significante correlaties waargenomen tussen een verhoogde microplastic concentratie in het oppervlaktewater en een bepaalde omgevingsvariabele zoals bijvoorbeeld de breedte van de waterloop, slibdikte en pH (p-waarden zie Bijlage 1). Enkel de aanwezigheid van een bosrijke omgeving lijkt een significant verband te vertonen met een lagere microplastic concentratie in het oppervlaktewater (p = 0,0405). Het is mogelijk dat een bosrijke omgeving microplastics zal capteren waardoor deze minder snel in het water terecht komen. Gelijkaardige resultaten werden gerapporteerd in de studie van Govender et al. (2020) waar werd aangetoond dat mangrovewouden in Zuid-Afrika als microplastic '*sinks*' fungeren en de beweging van microplastics naar omliggende omgevingen limiteren. In deze Vlaamse studie werd er echter geen data verzameld rond de concentratie van microplastic in de omliggende bossen waardoor het onmogelijk is om te concluderen dat dit in Vlaanderen ook het geval is. Het is echter een interessante piste om op te nemen in toekomstig onderzoek. Een alternatieve verklaring voor deze waarneming zou kunnen zijn dat de emissie in een bosrijke omgeving veel kleiner is door een lagere bevolkingsgraad en op die manier de concentraties in het oppervlaktewater veel lager zijn. Belangrijk te vermelden is dat slechts

[5] *Een p-waarde kleiner dan 0,05 geeft een significant verschil weer tussen de geteste groepen. In het geval dat de p-waarde tussen 0.05 en 0.1 ligt, kunnen we spreken van een eerste indicatie van een mogelijk significant verschil maar dit zal meer onderzoek nodig hebben om deze conclusie hard te maken. Wanneer de p-waarde groter is dan 0,05 is er onvoldoende bewijs om een verschil aan te kunnen tonen.*

twee locaties (Grote struisbeek in Aartselaar en Grote Nete in Balen) in een bosrijk gebied gelegen zijn. Op één van de locaties werden geen microplastics waargenomen, op de andere wel en zelfs in redelijk grote aantallen). Deze hypotheses zijn dus gebaseerd op heel variabele data en dat meer onderzoek noodzakelijk is om deze eventuele correlatie verder te onderzoeken. Naast de studie van Govender et al. (2020) vinden we in de literatuur (nog) geen bewijzen voor een link tussen omliggend bodemgebruik en concentratie van microplastics (Barrows et al., 2018; He et al., 2020). De complexe interacties met omgevingsvariabelen maar ook atmosferische depositie bemoeilijken deze analyses, meer data is nodig om de correlaties met omgevingsvariabelen verder te onderzoeken.

Microplastics in het sediment

Eén meting in de Oude Kale (Lievegem) bevatte geen microplastics, hoewel in andere stalen op dezelfde locatie wel microplastics werden gevonden. Algemeen werden in alle geanalyseerde sedimentstalen **gemiddeld 2481 ± 3020 MP per kg drooggewicht (DW)** teruggevonden. Er werd een minimum (naast de hierboven vermelde 0 meting) van 610 MP per kg DW in de Grote Struisbeek (Aartselaar) en een maximum 9558 MP per kg DW aangetroffen in de Heulebeek (Gullegem). Figuur 9 geeft een overzicht van de gemiddelde microplastic concentraties in het sediment op de verschillende locaties. Er is heel wat variatie tussen de waterlopen maar de verschillen zijn niet statistisch significant (Kruskal-wallis test; p = 0,553). Het verschil in situatie bij een natte en een droge periode kon niet geanalyseerd worden op basis van de verzamelde data aangezien geen stalen verzameld werden op eenzelfde locatie bij beide weersomstandigheden. Deze keuze werd gemaakt omdat verwacht wordt dat de microplastic concentraties in het sediment minder variabel zijn in de tijd en dus minder afhankelijk zijn van het weer of het debiet van de waterloop.



Figuur 9: Microplastic concentraties in sediment stalen in verschillende waterlopen in Vlaanderen. In de Oude Kale werd in één staal geen microplastic teruggevonden.

Er werden bij deze eerste verkenning geen correlaties waargenomen tussen een verhoogde microplastic concentratie in het sediment en de gemeten omgevingsvariabelen (p-waarden zie Bijlage 2). Enkel de aanwezigheid van een woongebied rondom de staalname locatie lijkt een indicatie te geven voor een hogere microplastic concentratie (p = 0,0929). De hogere concentratie microplastics

in het sediment in meer stedelijke gebieden zou een indicatie kunnen zijn van een hogere vervuilingsgraad. Meer data zal nodig zijn om deze correlatie verder te onderzoeken.

Koppeling tussen microplastic concentratie in water en sediment

Er is geen correlatie tussen de microplastic concentratie in het oppervlaktewater en de concentratie in het sediment (cor[6] = -0,15; p = 0,5629). Dit kan verschillende verklaringen hebben, maar een belangrijk verschil tussen het oppervlaktewater en het sediment is een verschil in dynamiek. Het wateroppervlak is een zeer dynamisch deel waarbij stroming, wind, regenval en andere omgevingsparameters een effect kunnen hebben op de verdeling en het transport van microplastics en dus ook op de microplastic concentratie op een gegeven moment (Lassen et al., 2015). Het sediment wordt meer als een statisch geheel gezien waar een opeenhoping van plastics over een langere tijd mogelijk is. Hierdoor verwachten we niet onmiddellijk een koppeling van beide concentraties. Dit heeft echter belangrijke implicaties voor toekomstig onderzoek omdat dit benadrukt dat verschillende locaties in een rivier een ander beeld kunnen geven over de microplastic vervuiling en dat zowel het wateroppervlak, als het sediment en misschien zelfs de waterkolom in rekening gebracht moet worden om een volledig beeld te hebben van microplastic vervuiling.

In het sediment lijken de concentraties alvast heel wat hoger in vergelijking met het oppervlaktewater, hoewel we voorzichtig met deze data moeten omspringen door de verschillende eenheden waarin de cijfers gerapporteerd worden. Bij waterstalen rapporteren we het aantal partikels per liter, bij sediment stalen, het aantal partikels (of de massa) per kilogram sediment uitgedrukt in drooggewicht. De hogere concentraties in het sediment in vergelijking met het wateroppervlak wordt ook in literatuur beschreven (Scherer et al., 2020).

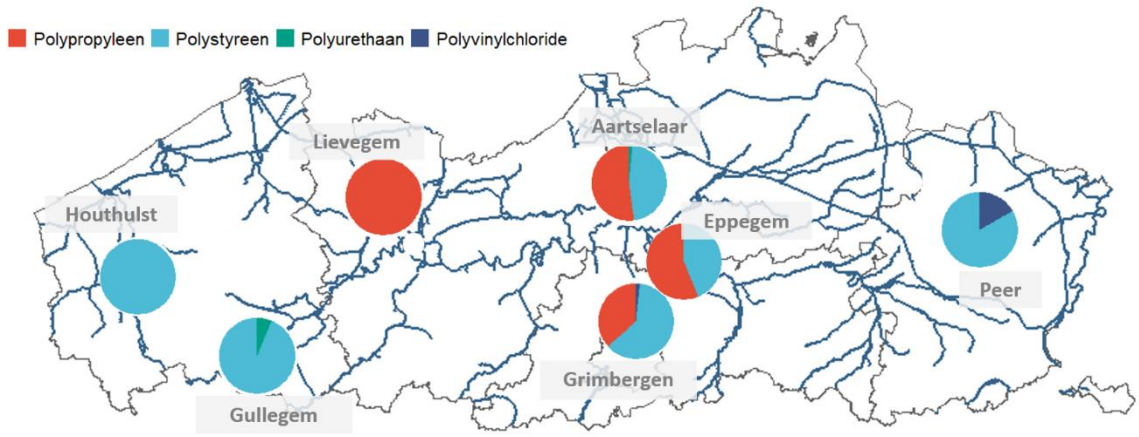
2.3.2 Eigenschappen van de microplastics in Vlaamse waterlopen

Polymeertypes

In het oppervlaktewater van de bemonsterde locaties werd **voornamelijk PP (52%) en PS (46 %) teruggevonden en in mindere mate PVC (1%) en PU (1%).** Er werd ook heel wat PET en PE teruggevonden maar door de hoge concentraties van deze polymeertypes in de blanco stalen, waren deze waarden kleiner dan de LOQ[7] en werden deze dus niet meegenomen in de verdere analyse (Deelrapport 1, www.vmm.be/publicaties). De polymeersamenstelling van de microplastics in het oppervlaktewater varieert afhankelijk van de locatie (Figuur 10).

[6] *"Cor" staat voor de correlatie coëfficiënt die een indicatie geeft van de sterkte van een correlatie tussen twee variabelen. Hoe dichter deze coëfficiënt bij 1 ligt, hoe sterker de correlatie. Dit zegt echter niets over de significantie van deze correlatie, daarvoor moeten we naar de p-waarde kijken.*

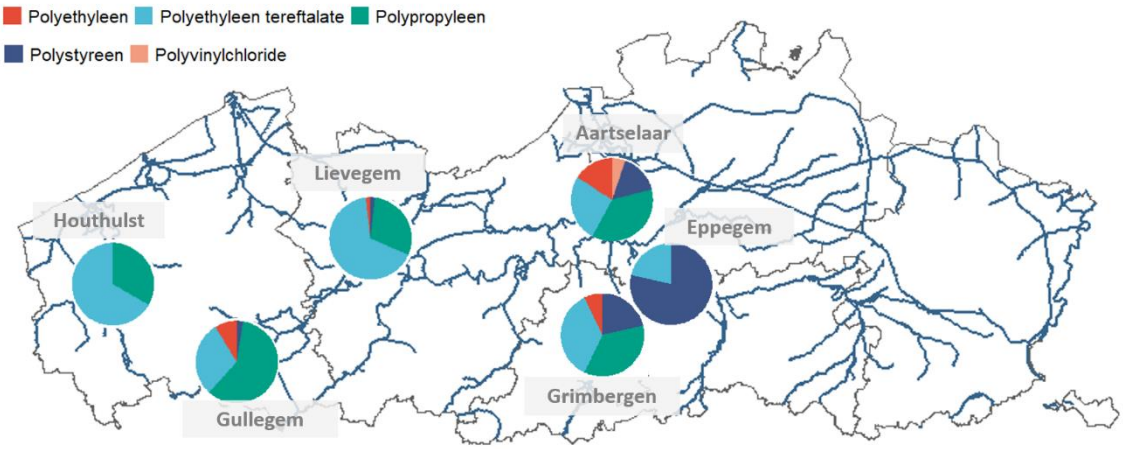
[7] *LOQ: Limit of Quantification. Een limiet die per polymeertype wordt bepaald op basis van de aanwezigheid in het blanco staal. Stalen met een waarde onder de LOQ worden niet meegenomen in de analyse omdat het onmogelijk is om bij deze stalen de oorsprong van de plastics te achterhalen, deze kunnen zowel van vervuiling als uit het staal komen. Meer informatie over de LOQ en de berekening ervan kan je terugvinden in Deelrapport 1 (www.vmm.be/publicaties).*



Figuur 10: Polymeertypes gevonden in het oppervlaktewater per locatie.

Bij nat weer was de fractie PS dominanter en bij droog weer werd er meer PP teruggevonden. PU en PVC werden enkel waargenomen bij droog weer.

In de sediment stalen werd voornamelijk PP (42 %) en PET (39,5 %) aangetroffen maar ook PS (12 %), PE (6%) en PVC (0,5 %). Dezelfde polymeertypes werden ook in het oppervlaktewater teruggevonden, maar door de LOQ correctie in de waterstalen werden PET en PE waarnemingen voor oppervlaktewater niet als betrouwbaar beschouwd. Bij deze sedimentstalen werd geen blanco correctie uitgevoerd (Deelrapport 1, www.vmm.be/publicaties), wat mogelijks kan leiden tot een overschatting van PE en PET. Per locaties zijn er kleine variaties in voorkomende polymeertypes in het sediment (Figuur 11), in de Zenne is PS het dominante polymeertype, wat in andere locaties in veel kleinere hoeveelheden teruggevonden werd. In de andere locaties zien we PP en PET als meest abundante types.



Figuur 11: Polymeertypes waargenomen in het sediment van de bestudeerde Vlaamse waterlopen.

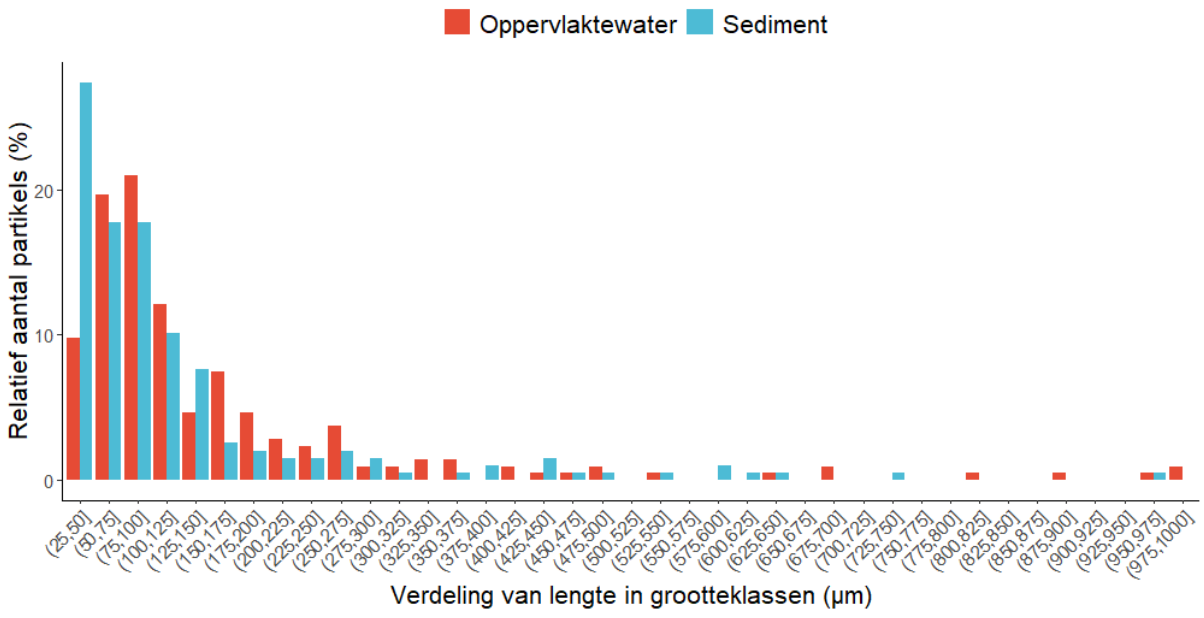
Algemeen zien we (zoals verwacht) een hogere aandeel aan polymeertypes met een lagere densiteit zoals PP (0,83 – 0,92 g/cm³) en PS (1,03 - 1,1 g/cm³) in het oppervlaktewater (Duis and Coors, 2016a; Erni-Cassola et al., 2019), hoewel deze polymeertypes ook voorkomen in het sediment. Deze observatie van de aanwezigheid van, in theorie drijvende plastics, in het sediment werd reeds in verschillende wetenschappelijke studies vermeld (Klein et al., 2015; Lin et al., 2018; Rodrigues et al.,

2018). Verwering, biofilm-vorming maar ook aggregatie met andere partikels kan de densiteit van een partikel verhogen of verlagen en zo een rol spelen in dit verticaal transport (Kaiser et al., 2017; Kowalski et al., 2016; Long et al., 2017; Nguyen et al., 2020).

Grootteverdeling

Voor deze analyse werden alle geïdentificeerde partikels onder de desbetreffende LOQ waarden verwijderd uit de dataset. We werken hierbij dus enkel met de partikels waarvan de kwantificatie betrouwbaar wordt geacht.

De grootteverdeling vertoont een **exponentiele stijging bij een afnemende partikel grootte**, zowel in het oppervlaktewater als in het sediment (Figuur 12), zoals verwacht op basis van de beschikbare literatuur (Scherer et al., 2020; Uurasjärvi et al., 2020). **De sediment stalen bevatten meer partikels met een grootte tussen 25 en 50 µm in vergelijking met de waterstalen.** De waterstalen bevatten dan relatief meer partikels tussen 50 en 100 µm. Er is weinig spatiale variatie te merken. Enkel in de Tangebeek (Grimbergen) vonden we voornamelijk grotere partikels (100 - 300 µm en > 1000 µm). Een verklaring voor deze waarneming kan niet gegeven worden op basis van de verzamelde stalen (slechts 14 partikels teruggevonden). Er zou onderzoek verricht moeten worden naar de aanwezigheid van o.a. de bronnen, toevoer, overstort van zuiveringsinstallaties, aanpalend bodemgebruik om deze waarneming te kunnen verklaren.

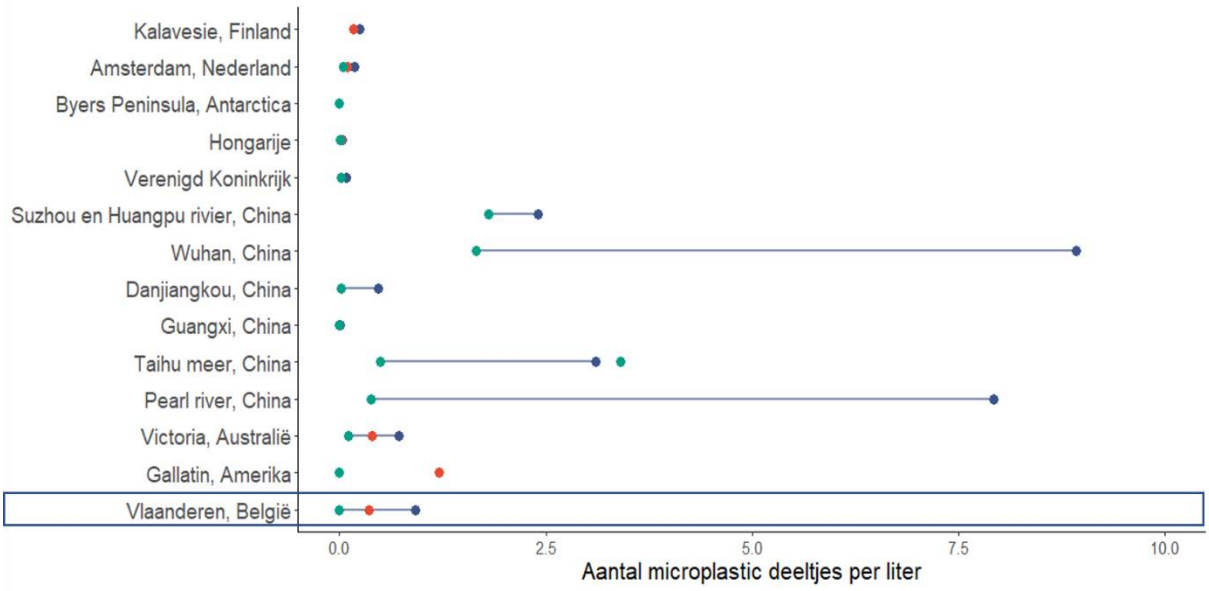


Figuur 12: Grootteverdeling van de plastic partikels gevonden in het oppervlaktewater en in het sediment in Vlaamse waterlopen

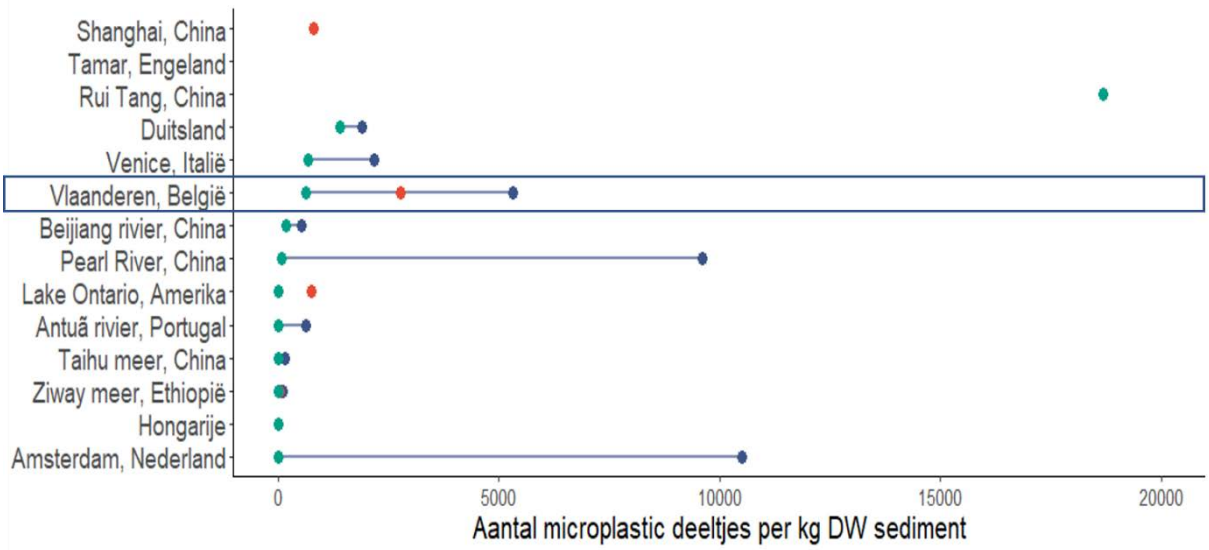
2.4 Vergelijking met wetenschappelijke literatuur

Zijn de geobserveerde microplastic concentraties in de Vlaamse waterlopen hoog of laag in vergelijking met andere landen? Hiervoor werd de beschikbare wetenschappelijke (*peer reviewed*) literatuur rond microplastics in zoetwatermilieus onderzocht. In totaal werden de resultaten van 93 wetenschappelijke papers die verschenen tussen 2011 en 2021 bestudeerd en geanalyseerd. In de bestudeerde studies zijn de staalname én analytische methoden sterk verschillend. Bijgevolg zijn niet alle resultaten op een wetenschappelijk correcte wijze te vergelijken met onze metingen en werden uit deze 93 publicaties enkel die studies geselecteerd die een vergelijkbare minimale grootte van de partikels rapporteerden (>25 µm; < 100µm) en die een spectroscopische techniek (FTIR, Raman spectroscopie, of andere varianten) gebruikt hebben voor de identificatie van de polymeertypes. Na deze selectie bleven in totaal nog 29 publicaties over die de microplastics concentratie in oppervlaktewater (15 publicaties) en sediment (14 publicaties) beschrijven.

Er is veel variatie in de verschillende studies, maar **de concentraties die gevonden werden in Vlaamse waterlopen lijken goed overeen te komen met de waarden beschreven in de literatuur**. Voor oppervlaktewater (Figuur 13) zien we dat waarden gemeten in Vlaanderen eerder in de lagere range liggen in vergelijking met de andere landen/studies. Microplastic concentraties in het oppervlaktewater zijn vergelijkbaar met onder andere Nederland (Leslie et al., 2017), Finland (Uurasjärvi et al., 2020), en in het Verenigd Koninkrijk (Stanton et al., 2020), maar ook met deze gemeten in een rivier op Antarctica (González-Pleiter et al., 2019).
Voor het sediment zien we dat de concentraties eerder in de hogere range van de internationaal geobserveerde waarden liggen (Figuur 14). Microplastic concentraties in het sediment komen overeen met waarnemingen in Italië (Vianello et al., 2013) en Duitsland (Leslie et al., 2017).



Figuur 13: Vergelijking tussen de gerapporteerde concentraties (minimum (groen), gemiddelde (rood) en maximum (blauw)) in oppervlaktewater zoals beschreven in literatuur. Bronnen (van boven naar onder): Uurasjärvi et al., 2020; Leslie et al., 2017; González-Pleiter et al., 2019; Bordós et al., 2019; Stanton et al., 2020; Luo et al., 2019; Wang et al., 2017; Di et al., 2019; Zhang et al., 2021; Su et al., 2018; Lin et al., 2018; Nan et al., 2020; Barrows et al., 2018; deze studie.



Figuur 14: Vergelijking tussen de gerapporteerde concentraties (minimum (groen), gemiddelde (rood) en maximum (blauw)) in sediment zoals beschreven in literatuur. Bronnen (van boven naar onder): Peng et al., 2018; Browne et al., 2008; Wang et al., 2017; Leslie et al., 2017; Vianello et al., 2013; deze studie, Wang et al., 2017; Lin et al., 2018; Ballent et al., 2016; Rodrigues et al., 2018; Su et al., 2018; Merga et al., 2020; Bordós et al., 2019; Leslie et al., 2017.

2.5 Conclusie

Op 9 locaties verspreid over Vlaanderen werd het oppervlaktewater en het sediment bemonsterd en geanalyseerd om de microplastic concentraties te bepalen en op die manier een inschatting te maken van de microplastic concentraties aanwezig in Vlaamse waterlopen. De resultaten tonen aan dat **microplastics wijdverspreid aanwezig zijn in de Vlaamse waterlopen, zowel in het oppervlaktewater als in het sediment,** hoewel er ook op twee locaties, Watersportbaan (Gent) en Grote Nete (Balen), geen microplastics werden gevonden.

Het belang van gecombineerde staalnames in het oppervlaktewater én in het sediment is duidelijk vereist om een volledig en correct beeld te kunnen geven van microplastic vervuiling. In toekomstig onderzoek zal echter ook de waterkolom meegenomen moeten worden om de distributie van microplastics in deze aquatische milieus beter te begrijpen (oa. accumulatie-hotspots van microplastics, het effect van meanderende rivieren met bochten op de bezinking, etc.).

In het kort…

Wat is de distributie van microplastics in Vlaanderen?

- Gemiddeld worden er **0,36 ± 0,81 MP per L** teruggevonden in de Vlaamse oppervlaktewateren; wat overeenkomt met gemiddeld 2,1 x 10^{-5} ± 8,8 x 10^{-5} gram MP per L
- In het sediment werd er **gemiddeld 2481 ± 3020 MP per kg DW** aangetroffen; met een gemiddeld gewicht 0.0023 ± 0.0031 gram MP per kg DW.
- Er werden geen grote verschillen waargenomen tussen de microplastic concentraties op verschillende locaties
- Microplastic concentraties in het oppervlaktewater zijn vergelijkbaar met onder andere Nederland, Finland en het Verenigd Koninkrijk, maar ook met deze gemeten in Antarctica. Voor het sediment zien we dat de concentraties eerder in de hogere range van de internationaal geobserveerde waarden liggen.

Welke types, groottes, vinden we terug?

- In het oppervlaktewater komen voornamelijk **polypropyleen en polystyreen** voor, de typische lichtere plastics. In het sediment komen dezelfde polymeertypes voor.
- **Kleinere partikels zijn over het algemeen meer prominent aanwezig**. De relatieve hoeveelheid kleine partikels is groter in het sediment, in vergelijking met die in het oppervlaktewater.

Waar vinden we deze plastics dan terug?

- De resultaten tonen aan dat **microplastics wijdverspreid aanwezig zijn in de Vlaamse waterlopen, zowel in het oppervlaktewater als in het sediment.**
- De metingen zijn **zeer variabel** en **tijd- en plaats afhankelijk**. In toekomstig onderzoek dient door middel van modellering de concentraties en verspreiding, van microplastic in de Vlaamse waterlopen in meer detail gekarakteriseerd worden.

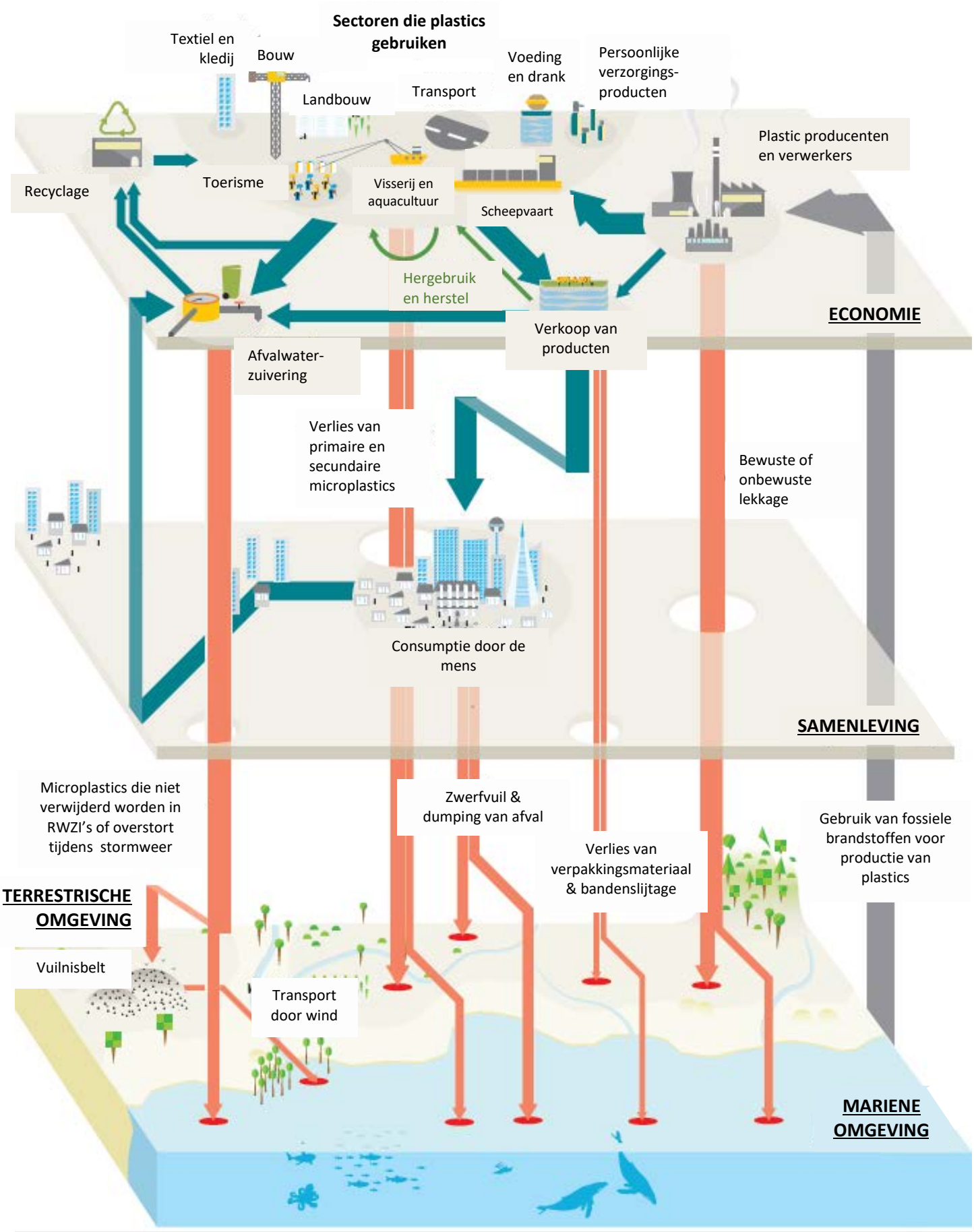
Hoofdstuk 3: Bronnen van plastics

Waar komen de microplastics in onze waterlopen vandaan?
Hoeveel plastics 'produceren' we in ons dagelijks leven?
Wat is het aandeel en belang van de verschillende bronnen?

Deze studie toont aan dat er zich gemiddeld 0,36 microplastic deeltjes per liter bevinden in het water van de waterlopen in Vlaanderen, en dat we in 1 kilogram sediment gemiddeld 2480 MP deeltjes kunnen aantreffen (zie hoofdstuk 2). Hoe komen deze microplastics in onze waterlopen terecht? Wat zijn de belangrijkste bronnen van (micro)plastics in onze waterwegen en wat is hun aandeel in de totale microplasticsvervuiling?

3.1 Wat zijn de belangrijkste bronnen van plastic in het milieu?

Plastic producten zijn alom aanwezig in onze maatschappij en in de omgeving. Er is een continue wisselwerking tussen onze economie (sectoren die plastics produceren of gebruiken), onze samenleving en de omgeving. In Figuur 15 wordt een overzicht gegeven van de verschillende routes waarlangs microplastics zich kunnen bewegen tussen deze verschillende onderdelen. Gekende voorbeelden zijn: zwerfvuil dat bewust of onbewust op straat terecht komt, door wind of regen naar de naburige riool of waterloop getransporteerd worden en dan aan hun reis naar het mariene milieu beginnen. Maar ook bijvoorbeeld slijtage van banden, het wassen van kledij of het verlies van plastics tijdens transport kunnen een belangrijke rol spelen. We lichten een aantal belangrijke bronnen toe in volgende secties, deze opsomming is zeker niet volledig maar we geven een aantal voorbeelden.



Figuur 15: Schematisch overzicht van de bronnen van plastic en de mogelijke routes van plastics tussen de economie, samenleving en omgeving. Gebaseerd op Pravettoni (2018).

3.2 Huishoudelijk afvalwater

Bij het woord plasticvervuiling denk je misschien aan zwerfafval dat langs de straatkant ligt of grote illegale lozing van plastics door grote plasticproducenten. Maar ook ons eigen huishoudelijk afvalwater kan een belangrijke bijdrage leveren aan de plasticvervuiling. Er zijn namelijk heel wat producten die we dagelijks gebruiken en die, misschien wel zonder dat we het weten, microplastics vrijgeven. De belangrijkste zijn het wassen van synthetische kledij, het gebruik van cosmetica en schoonheidsproducten maar ook slijtage van autobanden (Browne et al., 2008; De Falco et al., 2019, 2018; Wang et al., 2021).

Het loslaten van microvezels[8] uit synthetische kleding is een belangrijk onderdeel van de microplastics in huishoudelijk afvalwater. Van al het geproduceerde textiel bestaat ruim 70 % uit kunststof waarbij vaak polyester gebruikt wordt als grondstof (Carney Almroth et al., 2018; Plastic Soup Foundation, 2021). Door slijtage aan de kleding en de mechanische krachten die op de kledij inwerken tijdens een wasbeurt kunnen microvezels en microplastics vrijkomen die met het spoelwater wegspoelen. Per wasbeurt kunnen 640 000 tot 1 500 000 microplastics vrijkomen per kg gewassen kledij (De Falco et al., 2019). Eén enkele fleecetrui kan tot 110 000 vezels verliezen per wasbeurt (Carney Almroth et al., 2018). Ook het gebruikte wasmiddel en/of wasverzachter, de gebruikte hoeveelheid water en het type wasmachine kunnen een impact hebben op het aantal vezels die loslaten van een kledingstuk tijdens een wasbeurt (Rathinamoorthy and Raja Balasaraswathi, 2020).

Ook heel wat cosmetica en verzorgingsproducten bevatten microplastics, ook wel microbeads genoemd. Voorbeelden zijn gezichtsmaskers, scrubs, tandpasta en lippenstift (ECHA, 2019; Napper et al., 2015). Deze bewust toegevoegde microplastics hebben een specifieke functie in het product zoals zorgen voor een schurend effect (bv. scrubs), de consistentie van een product bepalen en/of zorgen voor een blinkend effect (ECHA, 2019). Wanneer we dergelijke producten gebruiken en dit vervolgens afspoelen, komt het product samen met de microplastics die het bevat in onze afvoer terecht. Gouin et al. (2015) schatte dat 6% van de vloeibare huidreinigingsproducten op de Europese markt, microplastics bevatten. Microplastics worden ook in sommige medicijnen gebruikt als vector voor farmaceutische stoffen (Lassen et al., 2015). Net als voor verzorgingsproducten komen ook deze microplastics na het gebruik voornamelijk in het afvalwater terecht. In totaal worden er zo'n 42 000 ton primaire microplastics (bewust) toegevoegd aan producten in heel Europa, dit gaat zowel over microplastics in persoonlijke verzorgingsproducten maar ook in verven en in verschillende andere toepassingen (ECHA website https://echa.europa.eu/hot-topics/microplastics). Het Europese Agentschap voor Chemicaliën (ECHA) werkt aan een Europese ban van deze bewust toegevoegde microplastics in verschillende producten waaronder persoonlijke verzorgingsproducten (ECHA, 2019). De beslissing over het al dan niet bannen van deze microplastics zal genomen worden door de Europese commissie.

Het belang van de bron 'huishoudelijk afvalwater' voor de globale microplastics vervuiling is tot op heden nog onduidelijk en heeft (voorlopig) nog niet veel aandacht gekregen wetenschappelijk microplastics onderzoek. Desalniettemin kunnen we verwachten dat in ons dagelijks leven heel wat microplastics (onbewust) in ons afvalwater terechtkomen, maar hoeveel dat er precies zijn op jaarbasis of per huishouden is onbekend. Het huidige onderzoek kwantificeerde de microplastic concentratie in huishoudelijk afvalwater in Vlaanderen aan de hand van metingen in vier kleinschalige waterzuiveringsinstallaties (KWZI). Een KWZI verwerkt het afvalwater van 20 – 2000 inwoner

[8] *Een microvezel is een zeer fijn synthetisch garen met een diameter van minder dan 10µm.*

equivalenten[9] (IE) en krijgt bijna 100 % huishoudelijk afvalwater te verwerken. Het aandeel van de verschillende bronnen kan teruggevonden worden in Tabel 3. Door dit hoog aandeel aan huishoudelijk afvalwater kunnen we het afvalwater in het influent[10] van deze zuiveringsinstallaties als proxy gebruiken om de microplastic concentratie in ons huishoudelijk afvalwater te kwantificeren.

Tabel 3: Overzicht van het aandeel van de verschillende bronnen in het influent van de vier bemonsterde kleinschalige waterzuiveringsinstallaties.

	Asse - Bekkerzeel	Lebbeke - Rooien	Hoegaarden - Hoksem	Boutersem - Willebringen
Bevolking				
Huishoudens				
Huishoudelijk afvalwater	81,47%	62,52%	88,30%	60,25%
Bodem				
Bodem				
Erosie bodem	2,65%	12,80%	0,48%	5,00%
Depositie				
Depositie				
Atmosferische depositie	1,34%	4,19%	0,44%	4,93%
Handel & diensten				
Gezondheidszorg				
Overige gezondheidszorg	1,12%	0,29%		0,62%
Ziekenhuizen	1,00%	0,14%		
Handel				
Handel	0,67%	0,98%	0,21%	0,18%
Transport & verkeer	0,77%	0,00%		0,09%
Hotels & restaurants				
Eet- en drinkgelegenheden	0,28%	0,29%	0,42%	0,39%
Verschaffen van accommodatie	0,04%	0,05%		
Kantoren & administratie				
Kantoren & administratie	0,23%	0,36%		0,26%
Onderwijs				
Onderwijs	0,66%	0,28%	0,23%	0,13%
Overige diensten				
Andere diensten	0,51%	0,83%	0,37%	
Wasserijen	0,27%	0,12%		
Industrie				
Overige industrie				
Vervaardiging andere niet-metaalhoudende minerale producten	0,00%	0,00%		
Vervaardiging producten van rubber of kunststof	0,00%	0,00%	0,22%	
Papier				

[9] *Inwoner equivalent is een meeteenheid die de gemiddelde hoeveelheid afvalwater weergeeft die 1 persoon per dag produceert; https://www.aquafin.be/nl-be/wat-doen-we/inwonersequivalent-ie*

[10] *Het influent is het vuile afvalwater dat voor zuivering naar een zuiveringsinstallatie aangevoerd wordt.*

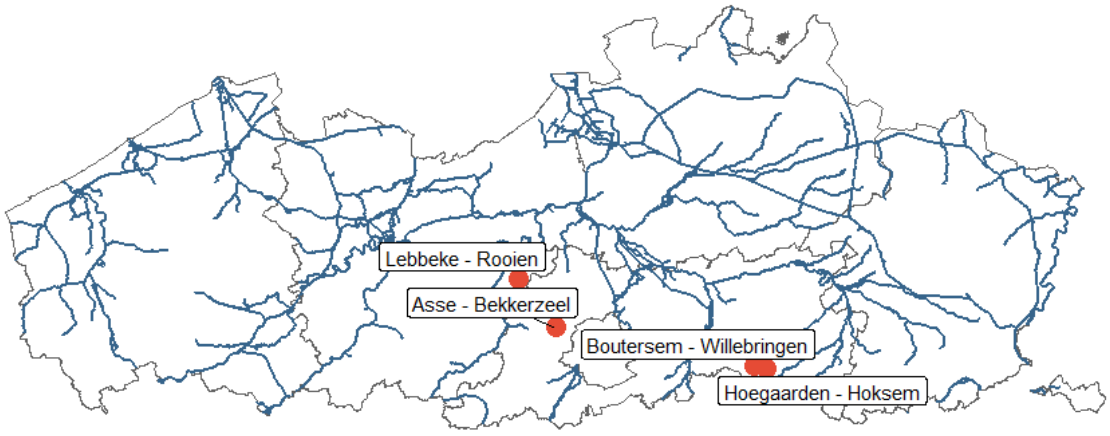
Vervaardiging papier- en papierwaren	0,02%	0,00%		
Textiel				
Textiel	0,00%	0,07%		
Voeding				
Vervaardiging van voeding	0,02%	0,35%	0,22%	
Infrastructuur				
Huisvesting en perceelinrichting				
Corrosie gebouw schil	5,70%	12,21%	1,30%	22,38%
Corrosie leidingen	1,95%	1,87%	7,76%	4,74%
Landbouw				
Gewasbescherming				
Gewasbeschermingsmiddelen	0,06%	0,06%	0,00%	0,02%
Uit- en afspoeling landbouwbodems				
Uit- en afspoeling **landbouwbodems**	0,00%	0,00%		
Transport				
Wegverkeer				
Bandenslijtage	0,93%	2,19%	0,03%	0,82%
Lekkage motorolie	0,26%	0,33%	0,01%	0,16%
Wegdekslijtage	0,05%	0,07%	0,00%	0,04%

a: Het aantal inwonerequivalenten (IE) wordt afgeleid uit het biochemisch zuurstofverbruik (BZV) op basis van 60g BZV/IE.dag. De berekeningen zijn gebeurd op metingen in het jaar 2019, en voor Hoegaarden-Hoksem op metingen in het jaar 2020 (bron: WEISS versie 2019).

3.2.1 Methodologie

Het influent van vier KWZI's in Vlaanderen (Figuur 16) werd bemonsterd. Op iedere locatie werd op drie opeenvolgende dagen een gecombineerd staal (elke 30 min.) verzameld gedurende een periode van 24 uur. De microplastics werden geëxtraheerd uit deze stalen en het aantal partikels, het polymeertype en de grootte van de partikels werd geanalyseerd met behulp van FTIR spectroscopie. Er werd een kwaliteitscontrole uitgevoerd om een inschatting te maken van de contaminatie tijdens staalname én analyse. Een uitgebreide beschrijving van de gebruikte staalname methoden,

analytischetechnieken en kwaliteitscontrole kan teruggevonden worden in Deelrapport 1 (www.vmm.be/publicaties).



Figuur 16: Geselecteerde staalname locaties van de vier bemonsterde kleinschalige waterzuiveringsinstallaties in Vlaanderen.

Om een omrekening naar de totale emissie mogelijk te maken, werden naast de microplastic metingen ook gegevens verzameld over het debiet van het influent tijdens de staalname campagne. Het debiet werd aangeleverd in een 24-uurs meting en werd herrekend naar de exacte staalname periode.

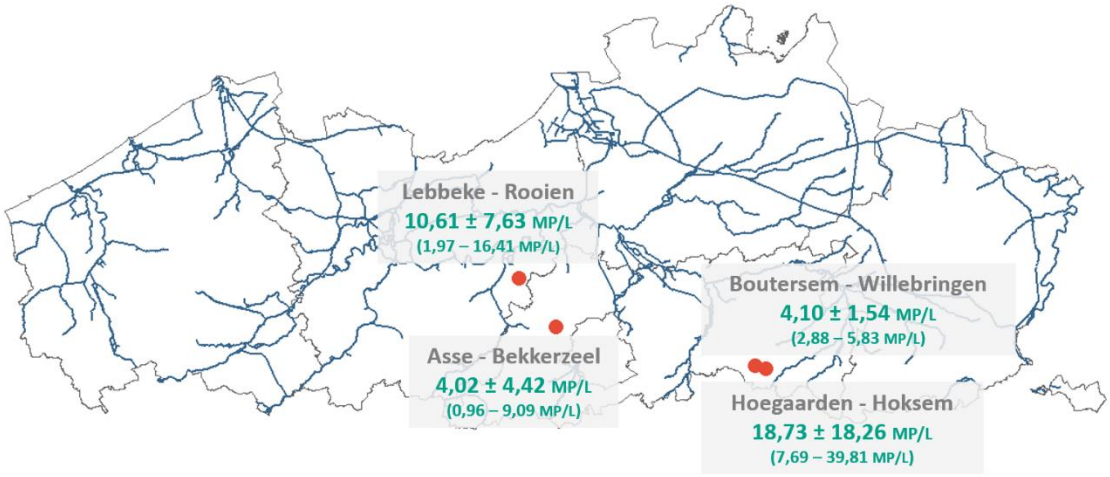
3.2.2 Resultaten

Microplastic concentratie in de bemonsterde zuiveringsinstallaties

Microplastics werden teruggevonden in alle stalen die geanalyseerd werden. De gemiddelde concentratie microplastic partikels is voor elke KWZI gerapporteerd in Figuur 17. De microplastic concentratie in het influent van de KWZI's varieert tussen 0,96 en 39,81 MP per L, met een totale gemiddelde concentratie (± standaard deviatie) van 9,37 ± 10,72 MP per L. Er zijn kleine verschillen tussen de locaties waarbij de influenten van de KWZI's in Hoegaarden en Lebbeke een iets hogere gemiddelde microplastic concentratie hebben maar de variatie is, zoals reeds vermeld, groot waardoor geen significante verschillen gevonden werden ($p = 0{,}3395$, Figuur 17).

Zoals hierboven beschreven werd er op iedere locatie op drie opeenvolgende dagen een gecombineerd staal verzameld. Er werd aanzienlijke variatie tussen deze stalen geobserveerd. Zo is de maximaal gemeten microplastic concentratie van 39,81 MP per L in KWZI-Hoksem, veel hoger dan de andere metingen in dezelfde zuiveringsinstallatie. De andere twee metingen voor KWZI Hoksem zijn in concentratie wel vergelijkbaar met de metingen in andere installaties. De op één na maximale gemeten concentratie is 16,41 MP per L (KWZI-Lebbeke). De massa van de individuele partikels ligt tussen 0,003 µg en 176,7 µg. De totale massa van de microplastics was gemiddeld 37,6 ± 114,2 µg per liter. In één van de stalen werd een extreem groot plastic partikel teruggevonden met een massa van 884,2 µg, we beschouwen dit partikel als uitschieter[11] en nemen het niet mee in de verdere analyses.

[11] *Een uitschieter wordt in de statistiek of data-analyse gedefinieerd als een waarneming die niet bij de overige lijkt te passen en dus sterk afwijkt van het gemiddelde. Deze afwijking is mogelijk in beide richtingen, een waarde kan extreem groter zijn dan het gemiddelde maar ook veel kleiner. Aangezien deze waarde een grote impact kan hebben op berekeningen kan ervoor gekozen worden om deze waarde uit de analyse te verwijderen. In dit rapport werd deze actie nooit uitgevoerd zonder dit te vermelden.*



Figuur 17: Gemiddelde (+/- standaard afwijking) en range (min - max) van de waargenomen microplastic concentraties in verschillende kleinschalige waterzuiveringsinstallaties.

Om onze resultaten te kunnen vergelijken met eerder gepubliceerde resultaten in de literatuur maken we een selectie van alle studies die specifiek microplastic concentraties in het influent van een huishoudelijke waterzuiveringsinstallatie bestudeerden. Verder selecteren we de publicaties die spectroscopische analyses gebruikten voor de identificatie van (ten minste een deel van) de plastic partikels en kunnen we ook enkel een relevante vergelijking maken met studies die in dezelfde grootteklasse de analyse hebben uitgevoerd. Na deze selectie blijven er slechts drie relevante studies over. De concentraties die in deze onderzoeken gerapporteerd werden (Tabel 4) liggen iets hoger dan de concentraties die in het Vlaamse afvalwater werden gevonden. Een verklaring hiervoor is moeilijk te vinden door het gebrek aan voldoende relevante papers met vergelijkbare methoden, mogelijke verklaringen zijn verschillen in initiële input en bemonsteringsvolume.

Tabel 4: Vergelijking van gerapporteerde microplastic concentraties in huishoudelijk afvalwater.

Locatie	**Aantal bemonsterde zuiveringsinstallaties**	**Gerapporteerde MP concentratie (aantal MP per L)**	**Referentie naar de wetenschappelijke studie**
Karmiel, Israël	1	64,78 ± 18,88	(Ben-David et al., 2021)
Changzhou, China	9	Geen gemiddelde gerapporteerd Range 18 - 890	(Wang et al., 2020)
Schotland	1	15,7 ± 5,23	(Murphy et al., 2016)
Vlaanderen, België	4	9,37 ± 10,72 Range: 0.96 - 39.81	Deze studie

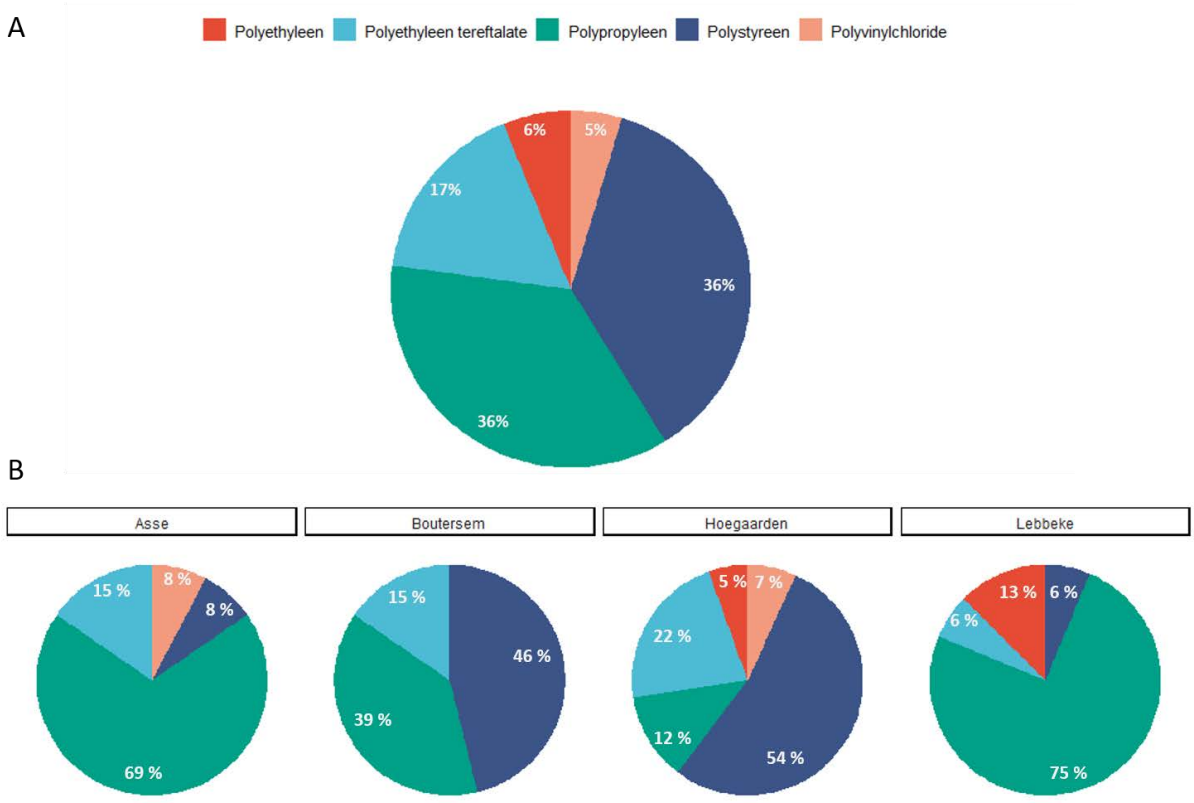
Het debiet en het IE kon niet siginificant gerelateerd worden aan de teruggevonden concentratie microplastics ($p > 0,05$). En ook de fractie huishoudelijk afvalwater bleek niet gecorreleerd met de concentratie microplastics ($cor^{12} = 0,34$; $p = 0,2795$). Door het beperkt aantal locaties die bemonsterd

[12] *"Cor" staat voor de correlatie coëfficiënt die een indicatie geeft van de sterkte van een correlatie tussen twee variabelen. Hoe dichter deze coëfficiënt bij 1 ligt, hoe sterker de correlatie. Dit zegt echter niets over de significantie van deze correlatie, daarvoor moeten we naar de p-waarde kijken.*

werden, is het weinig relevant om de verschillende bronnen van het influent te gaan bekijken en hier mogelijke correlaties te zoeken. Wat wel opvalt is dat KWZI-Hoksem toch 0,42 % afvalwater van een kunststofproducent ontvangt (Tabel 3), wat eventueel de waargenomen hogere microplastic concentratie zou kunnen verklaren. Meer onderzoek zal noodzakelijk zijn om mogelijke oorzaken van variatie te onderzoeken.

Eigenschappen van microplastics in huishoudelijk afvalwater

PS (36%) en PP (36%) zijn de meest voorkomende polymeertypes gevolgd door PET (17%), PE (6 %) en PVC (5 %) (Figuur 18). Dit zijn de belangrijkste polymeertypes die ook in andere wetenschappelijke publicaties prominent aanwezig blijken te zijn in huishoudelijk afvalwater (Ben-David et al., 2021; Wang et al., 2020). Deze polymeertypes reflecteren ook het gebruik in de voornaamste bronnen van microplastic in huishoudelijk afvalwater. Polyamide (nylon), is een polymeertype dat vaak gebruikt wordt in schoonheidsproducten en ook regelmatig teruggevonden werd in de studie van Wang et al (2020) in China. In de huidige studie in Vlaanderen ontbreekt echter data over nylon omdat dit polymeertype nog niet betrouwbaar geïdentificeerd kon worden met de gebruikte FTIR spectroscoop. Nylon partikels of vezels zullen bijgevolg als 'onbekend' uit de analyse komen. Dit kan zorgen voor een onderschatting van het aantal microplastics.



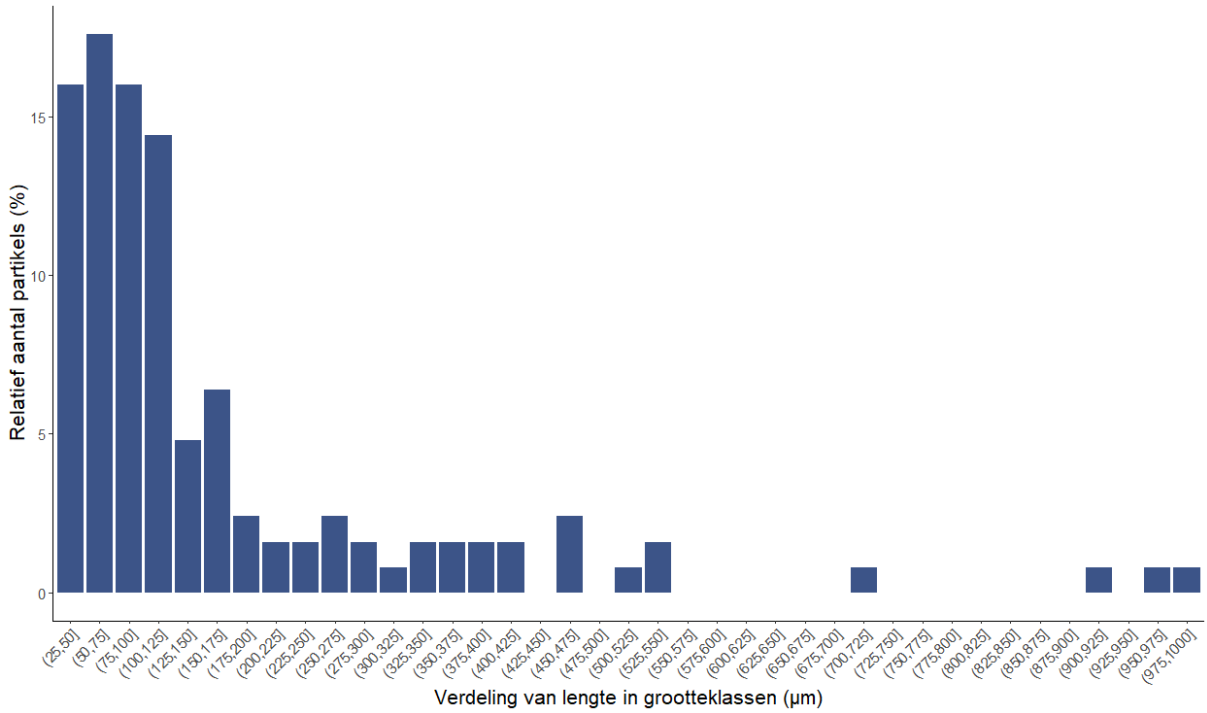
Figuur 18: Voorkomen van verschillende polymeertypes in het huishoudelijk afvalwater voor alle locaties (A) en elke locatie apart (B).

Er zijn een aantal verschillen merkbaar tussen de verschillende locaties waarbij PE enkel voorkomt in Hoegaarden en Lebbeke. Asse en Lebbeke hebben een dominantie van PP. PVC werd enkel gevonden in Asse en Hoegaarden. Dit zijn echter geen opmerkelijke verschillen en kunnen erg tijds-afhankelijk zijn.

Bijna 50 % van de gevonden partikels heeft een lengte tussen 25 en 100 µm. Hoe groter de partikels, hoe minder deze aanwezig zijn in de influenten (Figuur 19). Dit zou eventueel gelinkt kunnen zijn aan

de bronnen van microplastic in ons afvalwater. Bijvoorbeeld, microplastics in verzorgingsproducten zijn meestal kleiner dan 500 µm maar er is variatie afhankelijk van product tot product (Napper et al., 2015; Sun et al., 2020). Een uitgebreide analyse van de verschillende producten die voor de microplastics in huishoudelijk afvalwater zorgen is noodzakelijk om hier een verklaring voor te geven.

Er zijn een aantal kleine verschillen tussen de verschillende KWZI's maar de kleinste fractie is meestal de meest abundante, behalve in Lebbeke waarbij 35 % van de partikels tot de 25 – 100 µm grootteklasse behoren en 45 % tot de 100 - 300 µm klasse.



Figuur 19: Grootteverdeling van de partikels die werden teruggevonden in huishoudelijk afvalwater in vier kleinschalige waterzuiveringsinstallaties in Vlaanderen

3.2.3 Microplastic emissiefactor naar huishoudelijk afvalwater in Vlaanderen

Op basis van de gemeten microplastic concentraties in de vier KWZI's kunnen we de emissiefactor[13] (EF) van het huishoudelijk afvalwater voor Vlaanderen berekenen, met andere woorden, hoeveel microplastics er per huishouden jaarlijks geloosd worden. Voor het bepalen van de emissiefactor microplastic van de huishoudens vertrekken we van de gemeten hoeveelheid microplastics (in aantal of massa) per liter geanalyseerd staal. Deze worden met het berekende debiet tijdens de staalname vermenigvuldigd om een hoeveelheid microplastics (in aantal of massa) per dag, en door extrapolatie per jaar, te bekomen. Deze cijfers worden gedeeld door het aantal IE om de hoeveelheid microplastic per IE per jaar in het huishoudelijk afvalwater in te schatten. De berekeningen gebaseerd op massa en aantal partikels worden weergegeven in Tabel 5 en Tabel 6, respectievelijk.

Er komen **per dag per IE gemiddeld 1146 ± 607 MP** (tussen 355 en 1634 MP deeltjes per dag per inwoner) in ons afvalwater terecht. Per jaar komt dit neer op 418 152 ± 221 408 MP partikels per

[13] *De emissiefactor is de jaarlijkse hoeveelheid emissie per eenheid van activiteit*

inwoner die door onze afvoer in de riolering terecht komt. Uitgedrukt in massa komt dit neer op 0,4733 ± 0,5769 gram MP per inwoner per jaar. In Vlaanderen (6,63 miljoen inwoners op 1 januari 2020) komen er dus jaarlijks gemiddeld zo'n **2,77 biljoen MP partikels of 3,14 miljoen gram MP** in het huishoudelijk afvalwater terecht.

Tabel 5: De berekening van de emissiefactor microplastic (MP) van huishoudens uitgedrukt in gram/IE/jaar.

KWZI-Locatie	Staalname-dag	Volume (L)	Massa MP (µg)	Massa MP (µg) per m³	Water debiet (m³)	Massa MP (µg) in debiet	Massa MP (g per jaar)	Gemeten IE - 2019/2020	EF (g/IE/jaar)
Asse	1	1,0450	3,5505	3397,6417	39,7078	134913,0002			
- Bekkerzeel	2	0,9950	0,0434	43,6548	36,4371	1590,6528			
	3	1,1000	4,4554	4050,4021	53,4162	216357,1977			
						352860,8506	**42,9314**	**202,0602**	**0,2125**
Boutersem	1	1,0300	4,2672	4142,9207	24,2289	100378,3169			
- Willebringen	2	1,1150	0,3604	323,2401	24,3000	7854,7338			
	3	1,0400	0,0951	91,4127	23,9233	2186,8962			
						110419,9469	**13,4344**	**279,0976**	**0,0481**
Hoegaarden	1	1,0550	19,8977	18860,3601	6,9027	130187,3463			
- Hoksem	2	2,9900	311,3826	104141,3409	6,7152	699329,5952			
	3	0,9200	3,1286	3400,6372	6,9166	23520,8378			
						853037,7793	**103,7863**	**78,4236**	**1,3234**
Lebbeke	1	1,0150	0,2515	247,7985	4,9479	1226,0720			
- Rooien	2	0,9750	3,7720	3868,7578	5,3958	20874,9482			
	3	1,0400	13,4351	12918,3705	5,0833	65667,4864			
						87768,5067	**10,6785**	**34,5370**	**0,3092**
								Gemiddelde	**0,4733**
								Standaardafwijking	0,5769

Tabel 6: De berekening van de emissiefactor microplastic (MP) van huishoudens uitgedrukt in aantal MP/IE/jaar.

KWZI-Locatie	Staalname dag	Volume (L)	Aantal MP	Aantal MP per m³	Water debiet (m³)	Aantal MP in debiet	Aantal MP per jaar	Gemeten IE - 2019/2020	EF (aantal/IE/jaar)
Asse	1	1,0450	1	956,9378	39,7078	37998			
- Bekkerzeel	2	0,9950	2	2010,0503	36,4371	73240			
	3	1,1000	10	9090,9091	53,4162	485602			
						596840	**72615577**	**202**	**359376**
Boutersem	1	1,0300	6	5825,2427	24,2289	141139			
- Willebringen	2	1,1150	4	3587,4439	24,3000	87175			
	3	1,0400	3	2884,6154	23,9233	69010			
						297324	**36174371**	**279**	**129612**
Hoegaarden	1	1,0550	42	39810,4265	6,9027	274799			
- Hoksem	2	2,9900	22	7357,8595	6,7152	49409			
	3	0,9200	8	8695,6522	6,9166	60144			
						384353	**46762961**	**78**	**596287**
Lebbeke	1	1,0150	2	1970,4433	4,9479	9749			
- Rooien	2	0,9750	16	16410,2564	5,3958	88546			
	3	1,0400	14	13461,5385	5,0833	68429			
						166724	**20284764**	**35**	**587334**
								Gemiddelde	**418152**
								Standaardafwijking	221408

3.2.4 Microvezels glippen door de mazen van het net

Microvezels zijn heel moeilijk om via de gebruikte protocollen te isoleren uit het huishoudelijk afvalwater. Vezels hebben typisch een kleine diameter (kleiner dan 10 µm) en kunnen enkele micro- tot millimeter lang zijn. Door hun langgerekte vorm, glippen deze microvezels makkelijk door de poriën van de zeven en filters die gebruikt worden bij de extractie van microplastic uit de stalen. Ben-David et al. (Ben-David et al., 2021) berekende dat in totaal bijna 74 % van alle gevonden microplastic in huishoudelijk afvalwater microvezels waren. Dit is uiteraard gelinkt met het grote aantal microvezels die uit onze kledij afkomstig is en met het spoelwater van de wasmachine in de riool terecht komt. Het is dus mogelijk dat de hier gerapporteerde waarden een onderschatting (door het niet analyseren van microvezels) zijn van de werkelijke emissie van microplastic in het huishoudelijk afvalwater. Verder onderzoek met aangepaste extractie- en analysetechnieken dienen verder ontwikkeld en toegepast te worden.

3.2.5 Conclusies

Algemeen kan gesteld worden dat microplastics prominent aanwezig zijn in het huishoudelijk afvalwater in Vlaanderen. De voornaamste resultaten van dit onderzoek zijn:

- In Vlaanderen komen **per dag per inwoner ongeveer 1146 MP** in ons afvalwater terecht.
- **Op jaarbasis** wil dit zeggen dat elke inwoner 418.152 MP loost via het huishoudelijk afval, goed voor 0,47 g per inwoner per jaar.
- In Vlaanderen komen er dus jaarlijks gemiddeld zo'n **2,7 biljoen MP partikels of 3,14 miljoen gram MP** in ons afvalwater terecht.
- De **voornaamste polymeertypes** die we in het afvalwater terugvinden zijn polypropyleen (PP), polystyreen (PS) en polyethyleentereftalaat (PET). Dit komt overeen met het gebruikerspatroon van de plastic polymeertypes.
- Het is mogelijk dat door de gebruikte methoden het **aantal vezels in de bemonsterde stalen onderschat** werden en dat de werkelijke emissie nog hoger ligt.
- De meeste plastic partikels die teruggevonden worden zijn **tussen 25 µm en 100 µm groot.** Hoe kleiner de partikels, hoe meer er voorkomen. Deze observatie doet ons vermoeden dat er nog meer kleinere micro- en nanoplastics aanwezig zijn in deze afvalstroom en, bij uitbreiding, in het milieu. Door het ontbreken aan analytische methoden kunnen deze kleine micro- en nanoplastics niet gemeten worden, waardoor we de microplastic vervuiling waarschijnlijk onderschatten. Onderzoek is momenteel aan de gang om oplossingen te zoeken voor deze beperkingen.

De hierboven vermeldde waarden tonen aan dat er grote aantallen microplastic in het afvalwater terechtkomen door het dagelijks gebruik van producten in onze huishoudens. Normaal gezien komen deze in de riolering terecht waarbij deze getransporteerd worden naar rioolwaterzuiveringsinstallaties. In deze installaties wordt het binnenkomende water gezuiverd, en hoewel deze installaties nooit expliciet gebouwd werden om microplastics te verwijderen, blijkt dat ze een zeer groot deel (gemiddeld 97,51 %) van de microplastics uit het afvalwater verwijderen. Meer resultaten over deze verwijdering worden gegeven en besproken in Sectie 4.3.

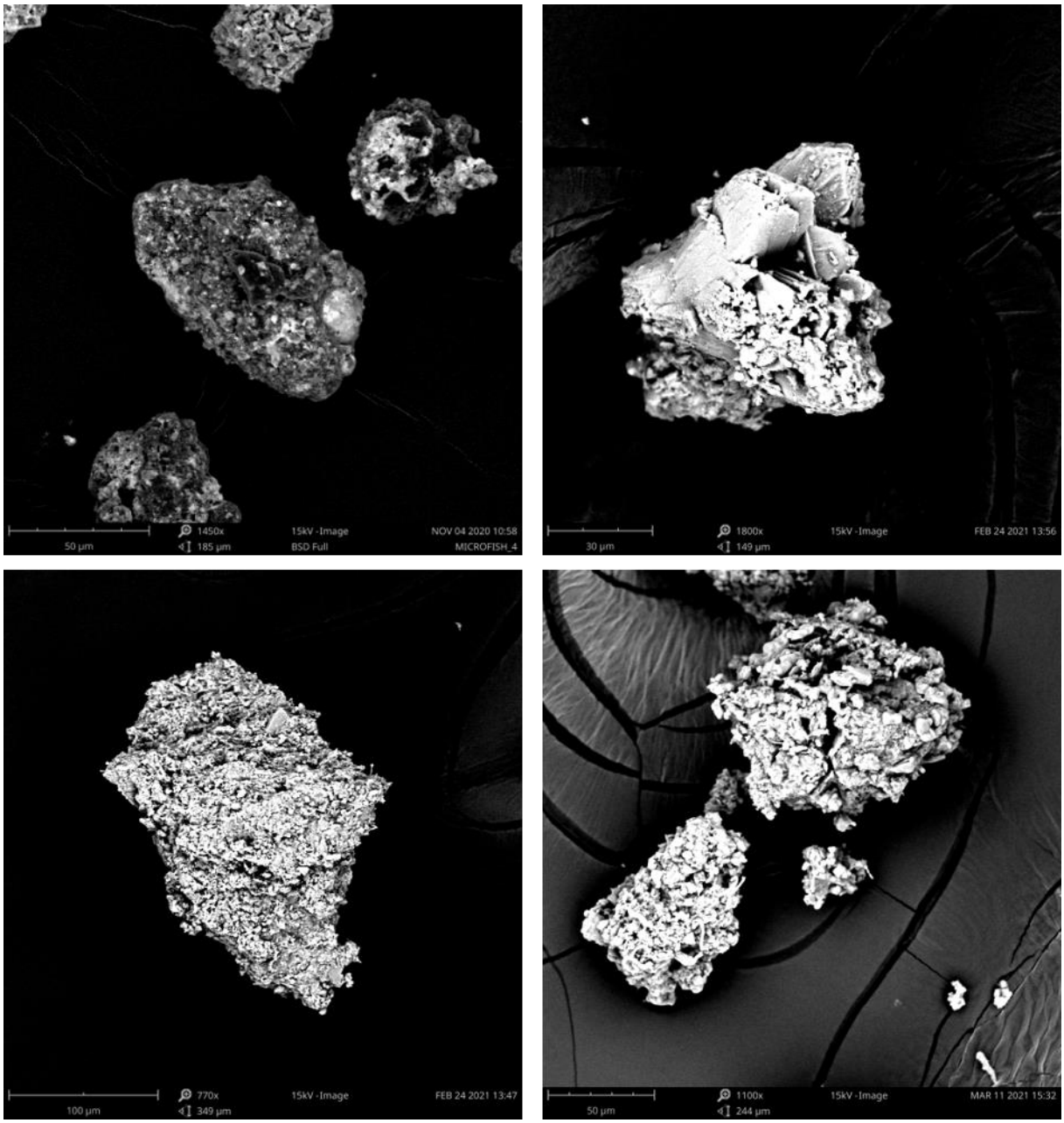
3.3 Bandenslijtage

Uit recent internationaal onderzoek wordt steeds duidelijker dat micropartikels ook gevormd worden door de slijtage van banden, en dus eveneens een belangrijke bron van microplastics vormen (Lassen et al., 2015). Microscopisch kleine partikels kunnen ontstaan door de frictie of weerstand tussen een autoband en het wegdek. De rubber-eigenschappen van deze partikels maken ze kneedbaar en door de interacties met de weg, het verkeer en andere partikels op de weg (afkomstig van het wegdek, wegmarkering, slijtage van remschijven of natuurlijk materiaal) worden heteroaggregaten gevormd. Deze zijn heel herkenbaar (Figuur 20).

Autobanden hebben een (vaak ongekende) complexe samenstelling die afhankelijk is van het bandenmerk (Sommer et al., 2018). De belangrijkste componenten van een autoband zijn:

- Basis materiaal (40 – 50 % van de totale massa): natuurlijk of synthetisch rubber (bijvoorbeeld styreen-butadieen rubber)
- Opvulmiddel (30-35 % van de totale massa): koolstof (C), silica (SiO_2) of kalk ($CaCo_3$)
- Weekmakers (15 % van de totale massa): olie en hars
- Vulkanisatiemiddelen (2 - 5 % van de totale massa): zwavel (S) en zinkoxide (ZnO)
- Additieven; de samenstelling hiervan is meestal onbekend en specifiek per producent.

Rubber is volgens de ISO richtlijnen geen plastics (ISO, 2013; Wagner et al., 2018) maar andere wetenschappelijke bronnen beschouwen plastics als alle materialen gemaakt door mensen, waar rubbers dus ook onder vallen (Verschoor, 2015). In deze studie worden rubbers en bandenpartikels ook als microplastics beschouwd, maar de concentratie rubber-partikels en andere microplastics (typische plastics zoals PE, PP, PET, enz.) worden wel afzonderlijk gerapporteerd.



Figuur 20: Microscopische foto van een bandenpartikel. Deze figuur toont de typische heterogene samenstelling van de partikels. De foto werd genomen met een Scanning Elektronen Microscoop (SEM) die de partikels vele malen kan vergroten zodat de structuur van de partikels geanalyseerd kan worden.

De emissie afkomstig van bandenslijtage wordt weergegeven als de hoeveelheid partikels die gegenereerd worden per gereden voertuigkilometer (mg/km). Deze emissie kan afhankelijk zijn van de karakteristieken van de banden, eigenschappen van het voertuig, de staat van het wegdek en een aantal factoren gerelateerd aan snelheid, versnelling en rem-activiteit (Wagner et al., 2018).

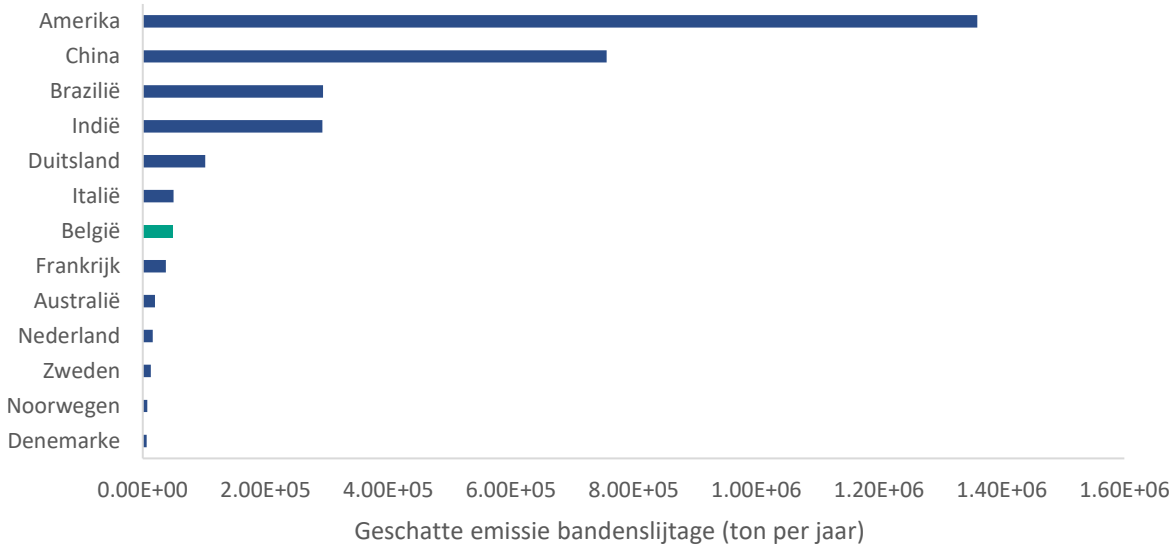
De geschatte emissies van bandenslijtage per voertuigtype en per weg type (stedelijke omgeving of autostrade) wordt weergegeven in Tabel 7. Kilometers afgelegd in stedelijke gebieden hebben typisch een hogere emissie door de hogere rem-activiteit en dus hogere wrijving met het wegdek (Baensch-Baltruschat et al., 2020; Hillenbrand et al., 2005; Wagner et al., 2018).

Tabel 7: Geschatte emissie van de massa van de bandenpartikels per voertuigkilometer (mg/kg) voor verschillende voertuigtypes en op verschillende wegen (Wagner et al., 2018).

	Stedelijke wegen (mg/km) (gemeente- en gewestwegen)	**Snelweg (mg/km)**
Personenwagen	90 (range 53 – 200)	70
Bus en bestelwagen	700 (range 107-1500)	500
Vrachtwagens	1200 (range 1000-1500)	1000

Op basis van deze emissie factor, het aantal geregistreerde voertuigen en het aantal voertuigkilometers per jaar, kunnen we een eerste schatting maken van de totale geschatte emissie van bandenpartikels in België. In totaal (incl. vrachtwagens, personenwagens, bussen en bestelwagens) schatten we een jaarlijkse emissie van 49.188 ton bandenpartikels die op de Belgische wegen terecht zal komen (Tabel 8). Vrachtwagens zorgen volgens deze schatting voor ongeveer 85 % van de emissie van partikels (Tabel 8). Uiteraard is dit enkel een schatting en niet gebaseerd op een werkelijke meting. In kader van deze studie werden ook metingen uitgevoerd om de emissie van bandenpartikels naar de omgeving in te schatten, dit is terug te vinden in Sectie 4.2.

In Europa wordt de emissie ingeschat op ongeveer 1 miljoen ton bandenpartikels die per jaar op de weg terechtkomen (Wagner et al., 2018). Kole en collega's (Kole et al., 2017) maakten via extrapolatie een schatting van een wereldwijde emissie van bijna 6 miljoen ton bandenpartikels die jaarlijks afslijten. In vergelijking met andere landen die de emissie op een vergelijkbare manier berekenden, situeren we de geschatte emissie in België tussen de geschatte emissie in Italië (Milani et al., 2004) en Frankrijk (Unice et al., 2019), vergelijkbaar met onze buurlanden (Figuur 21). In Amerika wordt de hoogste emissie van bandenpartikels geschat (Kole et al., 2017).



Figuur 21: Geschatte emissie van partikels afkomstig van bandenslijtage in verschillende landen wereldwijd waaronder de inschattingen gemaakt in deze studie in het groen. Gegevens afkomstig van volgende bronnen (van boven naar onder): Kole et al. 2017- Wagner et al. 2018- Councell et al., 2004; Kole et al. 2017; Kole et al. 2017; Kole et al. 2017; Wagner et al. 2018- Hillenbrand et al., 2005-Baumann & Ismeier 1997; Milani et al., 2004; deze studie; Unice et al., 2019; Milani et al., 2004; Sherrington et al. 2016- Verschoor et al., 2016; Magnusson et al., 2016; Sundt et al. 2014 ; Kole et al., 2017

Tabel 8: Schatting van de emissie bandenpartikels per jaar in België gebaseerd op beschikbare gegevens in literatuur en verzamelde gegevens van het rijgedrag van Belgen.

	Type weg	Jaarlijkse voertuigkilometers [a]	Aantal geregistreerde voertuigen[b]	Totaal gereden km per jaar	Emissie (mg/km)[c]	Emissie per auto per jaar (mg)	Emissie t/jaar
Personenwagen	**Gemeente**	2649,65	5888589	$1,56^{E}+10$	90	$2,38^{E}+05$	1404,24
	Gewest	6228,54	5888589	$3,67^{E}+10$	90	$5,61^{E}+05$	3300,96
	Snelweg	5891,82	5888589	$3,47^{E}+10$	70	$4,12^{E}+05$	2428,61
						$1,21^{E}+06$	7133,81
Bussen + lichte bedrijfswagens	**Gemeente**	4814,87	16422	$7,91^{E}+07$	700	$3,37^{E}+06$	55,35
	Gewest	12321,64	16422	$2,02^{E}+08$	700	$8,63^{E}+06$	141,64
	Snelweg	10328,99	16422	$1,70^{E}+08$	500	$5,16^{E}+06$	84,81
						$1,72^{E}+07$	281,80
Vrachtwagen	**Gemeente**	3291,23	910356	$3,00^{E}+09$	1200	$3,95^{E}+06$	3595,43
	Gewest	18002,60	910356	$1,64^{E}+10$	1200	$2,16^{E}+07$	19666,53
	Snelweg	20333,67	910356	$1,85^{E}+10$	1000	$2,03^{E}+07$	18510,88
						$4,59^{E}+07$	41772,84
Totaal						64257781,16	49188,45

[a] Gegevens beschikbaar via Dataroom Mobiliteit en Openbare Werken (MOW); [b] Gegevens van Statbel, 2020; [c] Wagner et al., 2018; Hillenbrand et al., 2005

3.4 Industrie

Bij productie en transport van ruwe plastic materialen of producten kunnen er, bewust of onbewust, microplastics in het milieu terecht komen. Wetenschappelijke informatie rond het belang van de kunststofindustrie als bron van microplastics in het milieu is echter heel schaars. In verschillende industriële processen worden plastics ingezet, al deze plastics kunnen verslijten en microplastics vrijlaten. Een verkeerd management van afvalstromen kan onbewust ook tot veel microplastic emissie leiden.

Het inschatten van de rol van industriële afvalstromen werd niet ingesloten in dit onderzoek. Eerdere onderzoeksprojecten verzamelde hierover informatie. Het onderzoeksproject Schone Rivieren (Schone rivieren, 2019), dat gedurende twee jaar het aangespoelde plastic afval op de oevers van Maas en Waal onderzocht, vond in 43 % van de stalen plastic korrels afkomstig van de plastic industrie terug. De hoogst waargenomen concentratie was 4448 granulaatkorrels per vierkante meter, op een locatie stroomafwaarts van een industriegebied Chemelot, waar meerdere plasticproducenten gehuisvest zijn. In totaal kon 33% van de plasticvervuiling gelinkt worden aan de industrie. Naast recreatie (zoals verpakkingsmateriaal, blikjes,…; 39 %) bleek industrie de belangrijkste bron (Schone rivieren, 2019). In een andere studie werden in de Rijn op een aantal staalname locaties specifieke polystyreen-divenylbenzeen *microbeads* gevonden, waarschijnlijk afkomstig van industriële processen (Mani et al., 2019). De link met industrie werd ook eerder gelegd in onderzoek naar microplastics aan de Belgische kust (Claessens et al., 2011)

De Plastic Soup Foundation startte in 2015 met een onderzoek naar pellet[14]-vervuiling in Nederland en België waarbij op verschillende locaties (rivieren, productielocaties, havens,…) de vervuiling met pellets in kaart gebracht werd. Ze vonden tot miljoenen gemorste plastickorreltjes rondom de terreinen van verschillende plasticproducenten (Figuur 22). En ook in de wijde omgeving rond deze producenten werden gemorste pellets aangetroffen. Via de Plastic Soup Foundation werden juridische stappen ondernomen om bepaalde bronnen aan te pakken en de producenten tot opruimacties te dwingen. Meer informatie over dit project kan je terugvinden op de website van de Plastic Soup Foundation (https://www.plasticsoupfoundation.org/het-nurdle-dossier).

[14] *Nurdles of pellets zijn kleine (< 5mm) korreltjes kunststofgranulaat die in de industrie gebruikt worden als ruwe plastic materialen. Deze korrels worden gebruikt als grondstof voor de productie van verscheidene producten.*

Het belang van industriële microplastic vervuiling en mogelijke mitigerende methoden zouden in toekomstig onderzoek een plaats moeten krijgen om de microplastic vervuiling aan te kunnen pakken aan de bron, in plaats van het proberen beperken van de effecten aan het einde van de *pathway*, namelijk het milieu. In dit onderzoek werd de industriële bijdrage voor microplastic vervuiling niet bestudeerd.



Figuur 22: Voorbeeld van plastic pellets gevonden in de buurt van een plasticproducent. Foto van Plastic Soup Foundation.

3.5 Conclusie

In het kort …

Waar komen de plastics in onze waterlopen vandaan?

- Plastic producten zijn alom aanwezig in onze maatschappij en in de omgeving waardoor heel veel verschillende bronnen (huishoudelijk afvalwater, zwerfvuil, industriële verliezen, bandenslijtage, scheepvaart, landbouw,…) mogelijk zijn. In dit onderzoek werd voornamelijk gefocust op de bronnen huishoudelijk afvalwater en bandenslijtage.

Hoeveel plastics 'produceren' we in ons dagelijks leven?

- Op jaarbasis wil dit zeggen dat elke inwoner 418 152 MP loost via het huishoudelijk afval, goed voor 0,47 g per inwoner per jaar.
- De emissie via bandenslijtage wordt in totaal (alle voertuigtypes en alle wegtypes) geschat op 49 188 ton bandenpartikels (voor België). In Vlaanderen zullen jaarlijks 4351 ton bandenpartikels afkomstig van personenwagens op het wegdek terechtkomen.
- Andere bronnen kunnen ook een belangrijke impact hebben

Wat is het aandeel en belang van de verschillende bronnen?

- Op basis van deze analyse is het moeilijk om het aandeel en belang van de verschillende bronnen betrouwbaar in te schatten. Wel kunnen we stellen dat zowel huishoudelijk afvalwater en bandenslijtage een belangrijke emissie kunnen hebben naar de omgeving en dat deze dus meer opgenomen moeten worden in wetenschappelijk onderzoek.
- Een allesomvattende studie (met de verschillende bronnen) is noodzakelijk om het relatief belang van deze bronnen in te schatten.

Hoofdstuk 4: Transport van plastic

Waar gaan deze plastics naartoe?
Hoe komen de plastics in het milieu terecht?

4.1 Inleiding

Microplastics kunnen op verschillende manieren getransporteerd worden over het land, via de lucht en het water en dit onder invloed van natuurlijke processen zoals wind en neerslag of door antropogene installaties zoals bijvoorbeeld de riolering. De weg die plastic deeltjes afleggen kan heel variabel zijn voor elk deeltje en zal onder meer afhangen van de grootte van de partikels, het polymeertype, fysicochemische eigenschappen en de vorm van partikels.

4.1.1 Transport via de lucht

Recent werd de aanwezigheid van microplastics in de atmosfeer aangetoond (Dris et al., 2015). In één kubieke meter lucht zouden tussen 0,3 en 1,5 plastic vezels aanwezig zijn (Dris et al., 2017) waarbij lucht in meer bewoonde gebieden meer microplastics bevat dan de lucht in meer rurale of minder dichtbevolkte gebieden (Dris et al., 2016; Petersen and Hubbart, 2021).

De microplastic partikels die in de lucht aanwezig zijn, kunnen getransporteerd worden naar andere locaties door de wind en kunnen via droge of natte depositie[15] in het aquatische of terrestrische milieu terechtkomen (Allen et al., 2019; Dris et al., 2016). In Europese steden zoals Parijs en Hamburg komen naar schatting 118 en 275 MP partikels per m² per dag op de bodem terecht via natte en droge depositie (Dris et al., 2016, 2015; Klein and Fischer, 2019). In China werd een atmosferische depositie van 175 tot 313 MP partikels per m² per dag gerapporteerd (Cai et al., 2017). Verschillende polymeertypes werden reeds beschreven in de atmosfeer waaronder ook rubberpartikels afkomstig van bandenslijtage (Sommer et al., 2018)

Atmosferische depositie kan een belangrijke, en tot op heden onderbelichte, transportroute zijn voor microplastics. Er werd geschat dat ongeveer 34 % (100 kt per jaar) van de bandenpartikels die wereldwijd in de oceanen terecht komen, afkomstig zijn van de neergeslagen atmosferische fractie. In vergelijking met het geschatte transport via rivieren (64 kt per jaar) is dit dus een heel belangrijke transportroute (Evangeliou et al., 2020).

In totaal is ruim 33 % van het Vlaamse grondgebied ingenomen door menselijke activiteit[16] en in 58 Vlaamse gemeenten is zelfs meer dan 50 % van de ruimte ingenomen door antropogene structuren (zoals huisvesting, industrie, transportinfrastructuur, recreatie,…) (Statistiek Vlaanderen, 2021). Van de totale grondoppervlakte is ongeveer 16 % verhard (gegevens van 2015). Dit is een enorme oppervlakte die deze atmosferische depositie van microplastics kan opvangen en transporteren (naar het rioleringsstelsel maar ook naar oppervlaktewateren) en op deze manier een belangrijke fractie kan zijn van de totale emissie naar Vlaamse zoetwatermilieus.

4.1.2 Transport via het water

Zowel verticaal als horizontaal transport zijn mogelijk in de waterkolom. Horizontaal transport zal voornamelijk gebeuren onder invloed van de stroming welke de microplastic partikels transporteren

[15] *Atmosferische depositie is (droge of natte) neerslag van (stof)deeltjes en stoffen uit de atmosfeer*

[16] *Dit noemt men ruimtebeslag: "de ruimte ingenomen door onze nederzettingen, dus door huisvesting, industriële en commerciële doeleinden, transportinfrastructuur, recreatieve doeleinden, serres etc."*

naar andere locaties. Ook verticaal (op en neer in de waterkolom) transport kan plaatsvinden, namelijk door bezinking van de microplastics naar het sediment en re-suspensie vanuit het sediment. In Sectie 2.1 bespraken we reeds de factoren die een invloed hebben op dit proces.

4.1.3 Transport in en door de bodem

Over het transport van microplastics in het terrestrisch milieu (bodem/grond) is (tot op heden) weinig geweten. Wat we wel weten is dat door de wind, vuil vanop onder meer vuilnisstorten, bouwwerven en algemeen straat- en sluikafval gemakkelijk getransporteerd wordt over het land en op die manier in het zoetwatermilieu terecht kan komen.

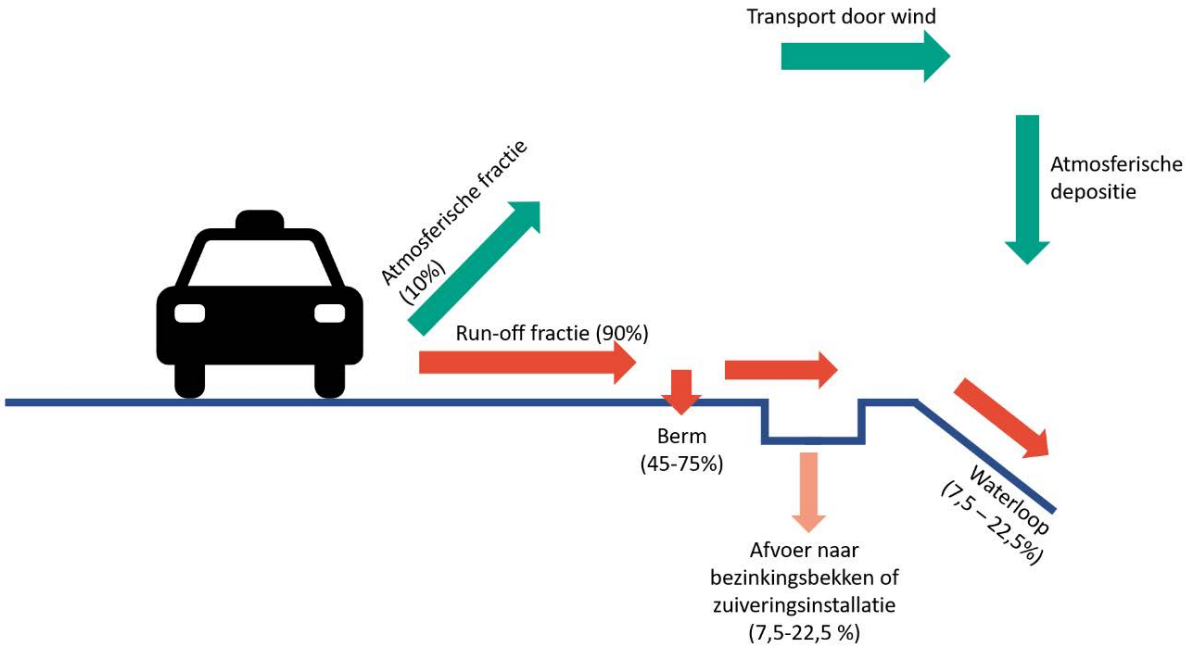
Regenwater heeft ook een belangrijke transportfunctie voor microplastics. De *run-off* die regenbuien veroorzaken, spoelt vele microplastic deeltjes naar het rioleringsstelsel of rechtstreeks naar het oppervlaktewater. Belangrijke voorbeelden zijn de *run-off* van verharde terreinen en wegen (e.g. van bandenslijtage) en gebouwen (e.g. plastic bouwmaterialen). Onder invloed van de regen, kunnen microplastics de bodem ook indringen (verticaal transport) (O'Connor et al., 2019).

4.1.4 Transport via menselijke installaties

Transport van microplastics kan ook plaats vinden via menselijke installaties zoals het rioleringsstelsel. In dit rioleringsstelsel kan afvalwater én regenwater getransporteerd worden. Op sommige plaatsen wordt het afvalwater en het regenwater gescheiden afgevoerd om wateroverlast bij hevige regenval te voorkomen. Het regenwater zal niet naar een zuiveringsinstallatie gevoerd worden maar via infiltratie in de grond sijpelen of geloosd worden in het oppervlaktewater. Bij een gemengd riool zal het vuile afvalwater samen met het regenwater samen naar de zuiveringsinstallaties getransporteerd worden. Het afvalwater kan dus meer of minder verdund zijn afhankelijk van de regenval. Op deze gemengde rioleringen is ook een overloop voorzien voor perioden met hevige regenval. Voor nieuwe gebouwen en grondige renovaties is het verplicht om het regenwater van het afvalwater te scheiden, maar ook als de riolering aangepast worden (vernieuwing) in een straat of omgeving zal elke aangekoppelde woning verplicht het regenwater dienen te scheiden van het huishoudelijk afvalwater.

4.2 *Run-off* als transport voor bandenpartikels

Onderzoek naar de emissie van partikels veroorzaakt door bandenslijtage is complex. Verschillende staalname methoden werden reeds toegepast: (1) Partikels kunnen rechtstreeks op de weg verzameld worden door mobiele eenheden (bv. (Hussein et al., 2008; Kwak et al., 2014). *Michelin Engineering Services* ontwikkelde een apparaat dat vlak naast de band van een auto werd geïnstalleerd om partikels van bandenslijtage onmiddellijk op te zuigen (Kreider et al., 2010). (2) Simulaties onder gecontroleerde laboratorium omstandigheden kunnen ook relevante informatie opleveren (Dahl et al., 2006; Kreider et al., 2010), hoewel deze simulaties niet altijd in staat zijn de interactie met het wegdek en andere aanwezige partikels op het wegdek op een juiste manier na te bootsen (Kreider et al., 2010). (3) Staalname van partikels in de nabijheid van de weg of autostrade (Harrison et al., 2012; Panko et al., 2013) en/of staalname van de fractie die door natuurlijke processen afgespoeld worden van het wegdek (= *run-off*). Deze laatste aanpak werd geselecteerd voor de huidige studie. De bandenpartikels kunnen op verschillende locaties terecht komen in de omgeving (Figuur 23). De exacte hoeveelheid bandenpartikels die in oppervlaktewateren terecht kan komen, is nog niet volledig duidelijk maar er wordt geschat dat dit tussen 7,5 en 22,5% van de geproduceerde bandenpartikels is (Hillenbrand et al., 2005; Kaufmann, 2007; Wagner et al., 2018). Een ander studie berekende dat slechts 3 % van de geproduceerde bandenpartikels in het oppervlaktewater terecht komen (Kole et al., 2017). De samenstelling en de staat van het wegdek kunnen een grote invloed hebben op de grootte van de fractie die in de omgeving terecht komt (Kreider et al., 2010; Wagner et al., 2018), maar ook de aansluiting op een regenwaterafvoerleiding kan een verschil maken en een deel van de geproduceerde bandenpartikels opvangen.



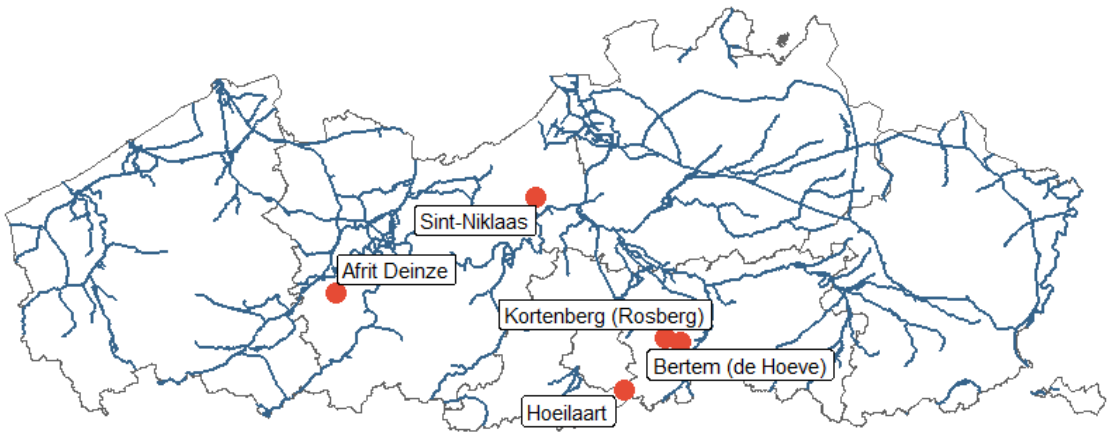
Figuur 23: Inschatting van de verdeling van geproduceerde bandenpartikels en hun uiteindelijke bestemming. Gebaseerd op de resultaten van Kaufmann (2007) en Hillenbrand et al. (2005).

4.2.1 Methodologie

Een autoband heeft een complexe samenstelling (Sectie 3.3) maar het basismateriaal dat gebruikt wordt is rubber, meestal styreen-butadieen rubber voor personenwagens en isopreen-rubber (synthetisch of natuurlijk) voor vrachtwagens (Sommer et al., 2018; Wagner et al., 2018). De rubber-

fractie wordt dan ook het vaakst gebruikt om de emissie van bandenslijtage in te schatten. Rubber is volgens de ISO richtlijnen geen plastics (ISO, 2013; Wagner et al., 2018) maar andere wetenschappelijke bronnen beschouwen plastics als alle materialen gemaakt door mensen, waar rubbers dus ook onder vallen (Verschoor, 2015). In deze studie worden rubbers en bandenpartikels ook als microplastics beschouwd maar de concentratie rubber-partikels en andere microplastics (typische plastics zoals PE, PP, PET, enz.) worden wel afzonderlijk gerapporteerd. We doen dit omdat de rubber-partikels bijna uitsluitend afkomstig zullen zijn van de slijtage van de autobanden, in tegenstelling tot andere plastics soorten die een meer diffuse en diverse afkomst kunnen hebben. Deze microplastics kunnen afkomstig zijn van wegmarkeringen maar ook van afval gestort langs de snelwegen of van zwerfvuil uit de stad.

Om de emissie van bandenpartikels op Vlaamse snelwegen in te schatten werden op 5 locaties in Vlaanderen stalen verzameld naast een autosnelweg (Figuur 24). Parallel werd een inschatting gemaakt van de atmosferische depositie van rubber-partikels en de typische microplastics naast de snelwegen. Hiervoor werden op dezelfde staalname locaties depositiemetingen gedaan (meer informatie over staalname voor *run-off* en atmosferische depositie is terug te vinden in Deelrapport 1, www.vmm.be/publicaties).



Figuur 24: Overzicht van de locaties waar stalen verzameld werden voor analyse van run-off transport en atmosferische depositie van bandenpartikels en andere microplastics.

De heterogene samenstelling van een bandenpartikel gecombineerd met de gevormde heteroaggregaten (combinatie met partikels van het wegdek, remmen, omgeving) maakt dat de gebruikte FTIR-spectroscopische methode niet geschikt is voor de analyse van rubber-partikels. Voor de analyse van dergelijke partikels werd daarom pyrolyse gekoppeld aan gas chromatografie en massa spectrometrie (Pyr-GC/MS) gebruikt. Hierbij wordt het staal door verhitting bij hoge temperaturen (700°C) afgebroken in afzonderlijke componenten die gescheiden worden door gas chromatografie (helium gas) op basis van hun massa/ladingsverhoudingen die daarna gekarakteriseerd kunnen worden door middel van massa spectrometrie. Deze methode levert dus enkel een massa concentratie op; het aantal deeltjes (deeltjesconcentratie) wordt met deze methode niet bepaald. Bij de bepaling van de massa rubber afkomstig van autobanden kan wel geen verschil gemaakt worden tussen rubber afkomstig van personenwagens (winter/zomer/4-seizoenen) en deze afkomstig van vrachtwagens. De microplastic fractie werd, zoals voor de andere matrices, op basis van FTIR spectroscopie gekarakteriseerd. Aangezien de duur van de staalname verschillend was per campagne, wordt telkens

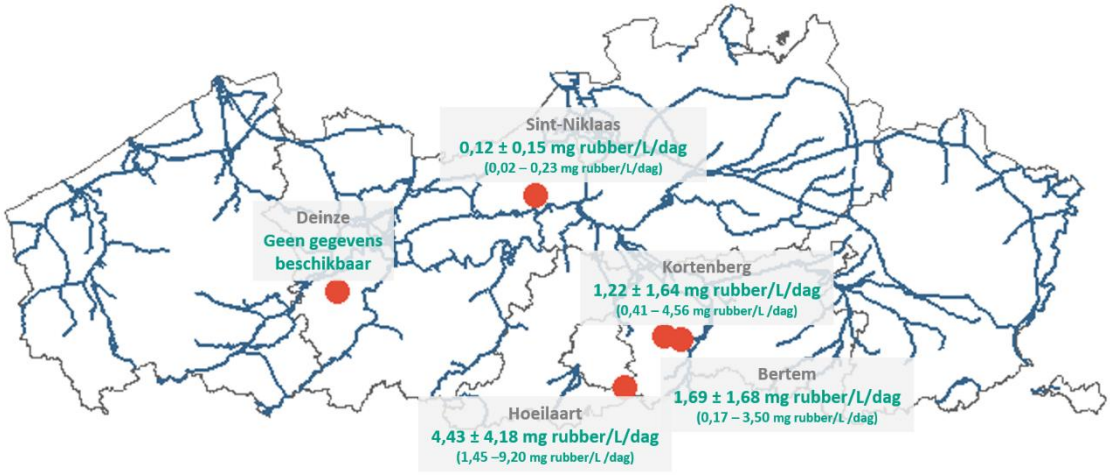
een gewogen gemiddelde gerapporteerd met een correctie voor het aantal dagen dat de staalname geduurd heeft.

Er werden verder nog een aantal andere technieken ingezet om de bandenpartikels beter te kunnen karakteriseren en om een toekomstige methode voor de analyse van vervuiling door bandenpartikels te optimaliseren. Deze methoden en resultaten werden samengevat in Deelrapport 2 (www.vmm.be/publicaties) waarbij ook de verschillende methoden beschreven en vergeleken worden.

4.2.2 Concentratie en eigenschappen van rubber-partikels in de *run-off* en atmosferische depositie

De stalen afkomstig van locatie Deinze en één van de stalen genomen in Sint-Niklaas, werden niet geanalyseerd via Pyr-GC/MS; over deze stalen kan dus geen uitspraak gedaan worden over de concentratie rubber partikels. In alle andere *run-off* stalen werd rubber gevonden; de gemeten massaconcentraties varieerden tussen 0,02 en 9,20 mg per L per dag met een gemiddelde concentratie van 1,85 ± 2,52 mg per L *run-off* per dag.

Er is een indicatie dat er verschillen zijn tussen de verschillende locaties maar dit verschil was niet statistisch significant, meer data zal nodig zijn om eventuele verschillen (en de oorzaak hiervan) verder te onderzoeken (Kruskal-Wallis test; p = 0,0906). In Sint-Niklaas werden concentraties tussen 0,02 en 0,23 mg per L per dag waargenomen, wat wel wat lager is dan op de andere locaties (Figuur 25). De hoogste gemiddelde concentratie rubber-partikels werd waargenomen in Hoeilaart (4,42 ± 4,18 mg per L per dag).



Figuur 25: Gemiddelde concentratie (+/- standaardafwijking) en range (min - max) concentratie rubber-partikels gemeten in de run-off stalen.

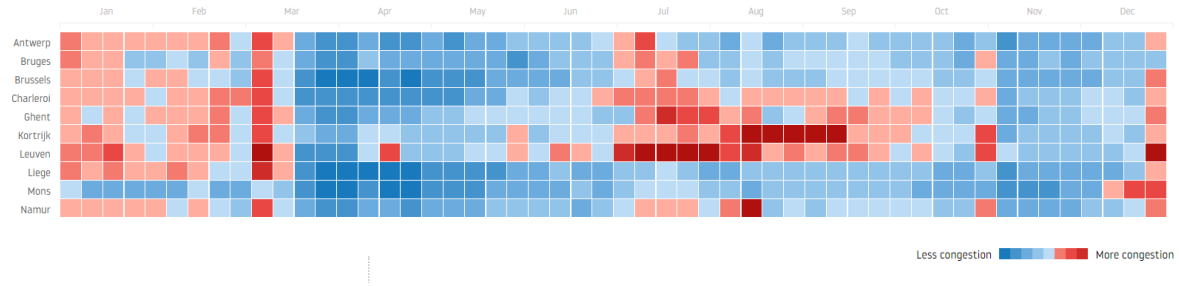
De variatie in de massaconcentratie rubber-partikels vertoont een correlatie met de hoeveelheid neerslag die in de buurt viel, gebaseerd op het meetnet van VMM[17] (cor[18] = 0,71; p = 0,0059). Dit zou kunnen betekenen dat, hoe meer regen er valt hoe meer bandenpartikels er van het wegdek afgespoeld worden. Dit kunnen we echter niet staven met eerder gepubliceerd wetenschappelijk werk.

[17] *Het meetnet van VMM werd gebruikt omdat de debietsmetingen tijdens de staalname niet op een betrouwbare manier verzameld konden worden. De meetlocaties die het dichtste bij de bemonsterde snelwegfragmenten lagen werden gebruikt, dit neemt niet weg dat de afstand tussen de bemonsterde locatie en de VMM-meetlocatie soms wel groot kan zijn.*

[18] *"Cor" staat voor de correlatie coëfficiënt die een indicatie geeft van de sterkte van een correlatie tussen twee variabelen. Hoe dichter deze coëfficiënt bij 1 ligt, hoe sterker de correlatie. Dit zegt echter niets over de significantie van deze correlatie, daarvoor moeten we naar de p-waarde kijken.*

Wel werd in de literatuur een stijging in concentratie van verschillende componenten afkomstig van banden, zoals hexamethoxymethyl-melamine en 6-PPD-quinone, beschreven bij regenval na een langdurige droogte en tijdens een storm (Johannessen et al., 2021; Tian et al., 2020). Andere kenmerken zoals de fractie vrachtwagens t.o.v. personenwagens of het verhard afstoom oppervlak, vertoonden geen correlatie met de gemeten massaconcentratie rubber-partikels ($p > 0,05$).

Op locatie Kortenberg, werden twee verschillende staalnames uitgevoerd, de eerste werd in februari 2020 georganiseerd en de tweede in de periode april tot begin juli 2020. Door de COVID-19 pandemie werd het openbaar leven stilgelegd en werd de tweede staalname periode pas uitgevoerd wanneer het openbaar leven terug hernam. Deze tussentijdse periode heeft een grote impact gehad op de verkeersdrukte op de autosnelwegen waarbij er voornamelijk in de periode maart tot april maar zelfs tot juni heel wat minder verkeersdrukte was, dit resulteert uiteraard ook in een verminderd aantal voertuigen op de weg (Figuur 26) wat dan op zijn beurt een effect zou kunnen hebben op de emissie van bandenpartikels. Dit was echter niet duidelijk in onze data aangezien de stalen die voor de pandemie verzameld werden gemiddeld 9,40 ± 11,65 mg rubber-partikels per L bevatten en de stalen die in de tweede campagne werden verzameld gemiddeld 12,87 ± 10,76 mg partikels per L bevatten: er kon geen statistisch verschil tussen beide perioden aangetoond worden (Kruskal-Wallis test, $p = 0,5127$). Dit bevestigt ook het statement van Wagner en collega's (Wagner et al., 2018), dat de emissie van bandenpartikels niet enkel afhangt van de gereden voertuigkilometers, maar ook van andere factoren zoals de eigenschappen van de banden, het wegdek zelf maar ook van andere omgevingsfactoren.



Figuur 26: Voorstelling van de verkeersdrukte tijdens het jaar 2020, waarbij in de periode maart tot juni 2020 een duidelijke daling waar te nemen is in de verkeersdrukte op de autosnelwegen in verschillende hoofdsteden. Een blauwe kleur geeft een indicatie van een verminderde drukte ten opzichte van 2019 en een rode kleur geeft een grotere drukte weer. Bron: www.tomtom.com

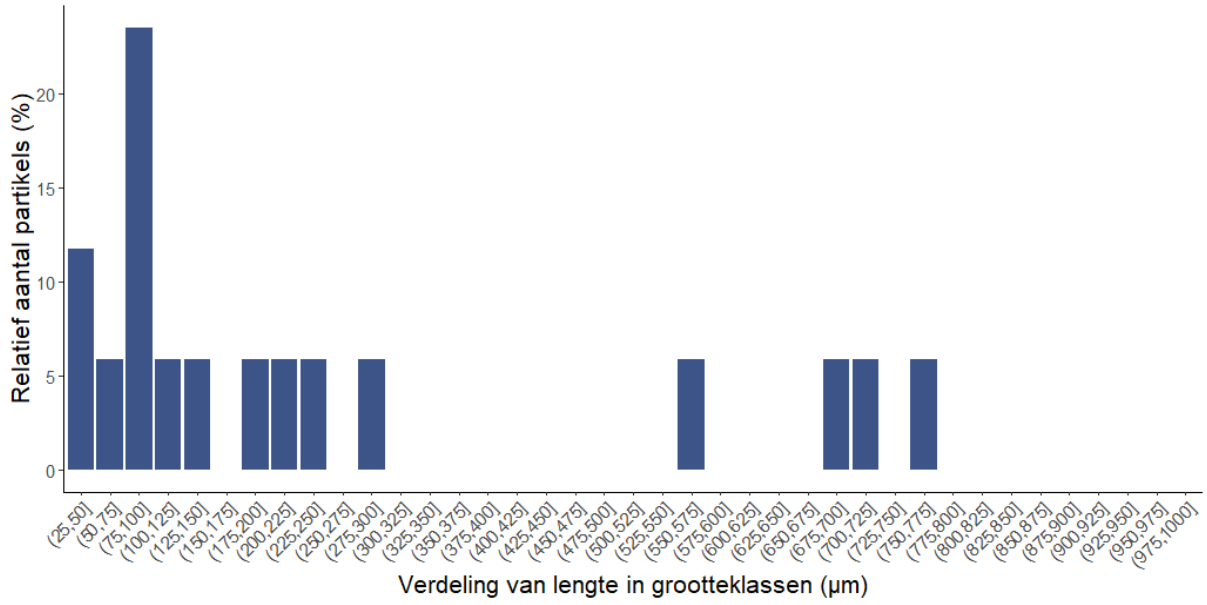
In de stalen genomen om de atmosferische depositie te bepalen werd geen waarneembare hoeveelheid rubber gemeten. Voor deze analyse waren slechts twee stalen beschikbaar dus meer onderzoek zal nodig zijn om dit verder uit te diepen.

4.2.3 Concentratie en eigenschappen van microplastics in de *run-off* en atmosferische depositie

Naast rubberpartikels, werden microplastics (zoals gedefinieerd in dit rapport) teruggevonden op elke locatie, hoewel niet per se elk *run-off* staal ook de typische microplastics bevatte (44 % van de stalen met MP). Gemiddeld werden 0,91 ± 2,83 MP partikels per L per dag teruggevonden, met een maximale concentratie van 11,73 partikels per L per dag. Dit komt neer op een massa van 0,48 ± 1,35 mg per L per dag, met een maximale concentratie van 3,82 mg per L per dag. In de *run-off* stalen werd enkel PP

(81 %) en PE (19 %) gevonden. De grootteverdeling vertoont het typische patroon waarbij meer kleinere partikels aanwezig zijn dan grotere.

In de atmosferische depositie werden gemiddeld 3,21 ± 2,71 MP partikels per m² per dag gevonden met een maximum waargenomen concentratie van 8,54 MP per m² per dag. Voor massa komt dit overeen met 0,0058 ± 0,0098 mg per m² per dag. In de atmosferische depositie werd PET (56 %), PP (31 % en PS (13 %) teruggevonden. De grootteverdeling van de partikels toont een ietwat ander patroon dan in andere matrices (Figuur 27), maar door beperkte data is het moeilijk hier conclusies uit te trekken.



Figuur 27: Grootteverdeling van de partikels gevonden in de atmosferische depositie

De gemeten microplasticpartikels in de atmosferische depositie zijn veel groter dan 10 µm (Figuur 27) waardoor ze een ander depositiepatroon zullen vertonen (bv. dichter bij de bron overgaan in depositie) in vergelijking met de bestaande PM10[19] depositiepatronen. De beperkte beschikbare data verhinderen ook verdere analyse naar correlaties met verkeersvolume of -samenstelling. Aangezien er nog veel onduidelijkheid is over de bronnen die verantwoordelijk kunnen zijn voor de depositie van microplastics en er zich lokale effecten kunnen voordoen omwille van de grootte van de deeltjes, wordt aanbevolen om in de eerste plaats extra metingen uit te voeren met een goede geografische spreiding (in functie van type omgeving en bijvoorbeeld ook in functie van de afstand tot de autosnelweg). Achteraf kan dan via luchtkwaliteitsmodellering op basis van emissiekaarten uitgevoerd worden. Voor deze laatste werkwijze is er immers nood aan een goede kwantificering van de emissiebronnen richting de lucht.

[19] PM10 staat voor *'particulate matter 10 µm' ofwel de fractie van deeltjes die in de lucht zweven met een aerodynamische diameter kleiner dan 10 µm. Deze deeltjes hebben gekende depositiepatronen.*

4.2.4 Emissiefactor rubber-partikels in *run-off*

De meetgegevens uit de vorige paragraaf worden in dit hoofdstuk vertaald naar een emissiefactor van partikels voor de bron bandenslijtage. Deze drukt uit hoeveel rubber-partikels en microplastics (in massa en in aantal deeltjes waar mogelijk) er op jaarbasis geproduceerd worden in functie van het aantal gereden kilometers. Aangezien enkel de rubberpartikels gelinkt kunnen worden aan de bron bandenslijtage, zullen deze cijfers verder in WEISS opgenomen worden (Hoofdstuk 5), maar dit hoofdstuk bevat resultaten van zowel bandenpartikels als microplastics die in de *run*-off waargenomen werden (bepaald met respectievelijk Pyr-GC/MS en FTIR).

Om de gemeten concentraties te kunnen omrekenen tot een emissiefactor, moet een extrapolatie gemaakt worden van het bemonsterd volume naar het totaal watervolume voor de staalname periode. Verder moet de totaal gemeten vracht uitgedrukt worden ten opzichte van het aantal gereden kilometers op het bemonsterde wegsegment.

Om het bemonsterd volume te extrapoleren naar het totaal volume van de staalname periode werd idealiter gebruik gemaakt van het gemeten debiet ter hoogte van het staalname punt. Dit debiet was echter enkel beschikbaar bij de tweede meetcampagne in Kortenberg en in Hoeilaart (zie **Error! Reference source not found.**). Daarnaast werd op alle locaties, met uitzondering van Bertem (de Hoeve), de hoeveelheid neerslag opgevangen met een pluviometer. In combinatie met de oppervlakte van het verhard afstroomgebied van de autosnelweg dat bemonsterd werd, kon zo ook een inschatting gebeuren van het totaal volume. Aangezien zowel de nauwkeurige debietsmetingen als de pluviometermetingen niet voor elke meting konden uitgevoerd worden, werd er ook nog een inschatting van het volume gemaakt op basis van de officieel gerapporteerde neerslagvolumes voor de staalname periode in het meest nabijgelegen weerstation (bron: www.waterinfo.be). Afhankelijk van de locatie zijn er dus 1 tot 3 inschattingen beschikbaar van het totaal volume. Deze werden allemaal benut in de verdere berekeningen door met het gemiddelde te werken.

Voor de berekening van de totale hoeveelheid gereden kilometers op het segment van de autosnelweg dat bemonsterd werd, werd de lengte van het wegdek en de duur van de meetcampagne gecombineerd met het verkeersvolume dat voor die specifieke maand gerapporteerd werd op het betreffende wegsegment. Hiervoor baseren we ons op de indicator 'Verkeersvolume' van het Verkeerscentrum (http://indicatoren.verkeerscentrum.be/). Deze indicator beschrijft het gemiddeld aantal voertuigen per dag per maand per rijrichting per wegsegment en was ook online beschikbaar voor de periode van de staalname (tot oktober 2020). Dat we van deze recente tellingen gebruik konden maken, komt de nauwkeurigheid van de inschatting sterk ten goede aangezien de staalnameperiode plaatsvond tijdens de COVID-19 pandemie waarbij het verkeersvolume soms maar een derde van de gemiddelde situatie bedroeg. Voor enkele locaties droegen ook kleine stukjes van de oprit/afrit en kruisende wegen bij aan de afspoeling, maar aangezien voor deze wegsegmenten deze recente gegevens ontbraken, werden ze niet meegenomen.

Voor de vijf locaties gaat het telkens om drie staalnames die achtereenvolgens werden genomen. In Kortenberg (Rosberg) werd zowel in februari 2020 als in de periode april-juli 2020 een meetcampagne uitgevoerd. De drie staalname dagen werden bij elkaar gevoegd en de totale hoeveelheid microplastic tijdens die staalnameperiode werd berekend. De hoeveelheid voertuigkilometers werd per staalname periode afzonderlijk ingeschat en dan ook gecombineerd voor de ganse periode. Aangezien de extrapolatie op basis van volume maximaal volgens 3 methodes werd uitgevoerd, kan dit aanleiding zijn tot 3 verschillende emissiefactoren. We kiezen ervoor om het gemiddelde te nemen over de beschikbare emissiefactoren om tot een zo representatief mogelijke emissiefactor per locatie te

komen. Tenslotte kwam de globale emissiefactor tot stand door het gemiddelde te berekenen over de 6 meetcampagnes heen.

Deze emissiefactor wordt in wat volgt de netto emissiefactor genoemd, omdat de verliezen die optreden tijdens de afspoeling (zoals het bezinken van deeltjes ter hoogte van de snelwegbermen) hier reeds in vervat zitten. Om te komen tot een bruto emissiefactor naar water die we in WEISS kunnen toepassen ter hoogte van het wegsegment, moet deze emissiefactor bijgevolg nog opgeschaald worden. Volgens Kreider et al (Kreider et al., 2010) hebben de partikels gemiddeld een densiteit van 1,8 g/cm³ waardoor ze een hoog potentieel hebben om snel te gaan bezinken. Kaufmann et al (Kaufmann, 2007) vermelden in hun massabalans dat 50% van de depositie van microplastic afkomstig van bandenslijtage achterblijft ter hoogte van de snelwegbermen en dat de overige 50% verder gemobiliseerd wordt door *run-off*. In Hillenbrand et al (Hillenbrand et al., 2005) is er sprake van 83% verlies langs de kant van de weg. Tenslotte werd er in Unice et al (Unice et al., 2019) voor het Seine bekken ook melding gemaakt van een verlies van 51% op de route richting het oppervlaktewater. Bijgevolg veronderstellen we in wat volgt dat er ter hoogte van de meting reeds een verlies van 50% heeft plaatsgevonden en wordt er een opschaling met een factor 2 gedaan om van de netto emissiefactor de bruto emissiefactor te maken.

Uit Tabel 9 blijkt dat de afgeleide bruto emissiefactor voor de bron bandenslijtage **10,82 ± 6,98 mg/voertuigkilometer**[20] bedraagt. Wanneer de massa van de overige microplastics ook in rekening wordt gebracht (via FTIR gemeten) (zie Tabel 9), dan stijgt de emissiefactor naar **21,10 ± 7.54 mg/voertuigkilometer**. Echter, deze emissiefactor niet eenduidig te linken aan de bron bandenslijtage, en zijn de niet-rubberpartikels wellicht afkomstig van andere bronnen en dus niet zomaar te correleren met het aantal voertuigkilometers. Daarom wordt deze emissiefactor in WEISS niet verder verwerkt. De grote spreiding op de resultaten kan er hier op wijzen dat er geen directe link is met de hoeveelheid wegverkeer en dat eerder aan andere bronnen gedacht moet worden. Zo kan het hogere cijfer in Sint-Niklaas eventueel verklaard worden door de nabijheid van (kunststof) industrie. Ter vergelijking kon in de literatuur de volgende emissiefactor voor bandenslijtage teruggevonden worden: 90 – 270 mg/voertuigkilometer (Wagner et al., 2018). Met een vastgestelde emissiefactor van 10,82 mg/voertuigkilometer zitten we hier behoorlijk onder. Een mogelijke verklaring hiervoor is dat verwacht wordt dat partikels, afkomstig van bandenslijtage, zullen bezinken waardoor mogelijk een hogere concentratie gevonden zal worden in het sediment (Wagner et al., 2018).

Neerslag in de periode voor de staalname of het aandeel van vrachtwagens kan een belangrijk effect hebben op de gemeten rubber-concentraties en daaruit afgeleide emissiefactor. Voor Bertem, Kortenberg en Hoeilaart situeert het aandeel vrachtwagens zich rond de 10%, waar dit voor Deinze en Sint-Niklaas wel substantieel hoger ligt (25%). Er konden hier echter geen verbanden afgeleid worden tussen deze geobserveerde verschillen en de gemeten rubber-concentratie.

[20] Een voertuigkilometer is een kilometer die wordt afgelegd door een (gemotoriseerd) voertuig, ongeacht het aantal inzittenden, op snelwegen, andere gewestwegen en gemeentewegen.

Tabel 9: Berekening emissiefactor (EF) van de microplastic bandenslijtage op basis van de massa van de rubberpartikels (bepaald via Pyr-GC/MS)

Locatie	Start staalname	Einde staalname	Duur staalname-periode mét benutte observaties (d)	EF obv debiets-meting (mg/vtgkm)	EF obv pluvio-meter (mg/vtgkm)	EF obv waterinfo (mg/vtgkm)	Gemidd. netto EF (mg/vtgkm)
Afrit Deinze	08/02/2020 08:15	27/02/2020 11:00	0,00	NA	NA	NA	NA
Bertem (de Hoeve)	04/02/2020 13:30	21/02/2020 14:00	17,02	NA	NA	9,82	9,82
Kortenberg (Rosberg)	05/02/2020 10:00	21/02/2020 13:00	16,13	NA	5,47	8,25	6,86
Kortenberg (Rosberg)	27/04/2020 13:00	09/07/2020 10:00	72,88	1,46	6,30	11,05	6,27
Sint-Niklaas	20/02/2020 18:35	25/02/2020 20:50	4,65	NA	0,61	0,73	0,67
Hoeilaart	02/10/2020 11:00	08/10/2020 13:00	6,08	3,41	2,31	4,56	3,43
						Netto EF (mg/vtgkm)	5,41
						Bruto EF (mg/vtgkm)	10,82
						Stdev bruto EF (mg/vtgkm)	6,98

4.3 Riolering als transportroute voor microplastics uit afvalwater

Slagen we er in om deze plastics succesvol weg te vangen tijdens hun transport?
Welke ingrepen/factoren kunnen voor een betere zuivering zorgen?

Een groot aandeel van de microplastic emissies van huishoudens en industrie worden via het publieke rioolsystemen en daaraan gekoppelde rioolwaterzuiveringsinstallaties (RWZI's) naar het zoetwatermilieu getransporteerd. RWZI's vormen zo een belangrijke schakel in de afvalwaterketen waar microplastics actief verwijderd kunnen worden.

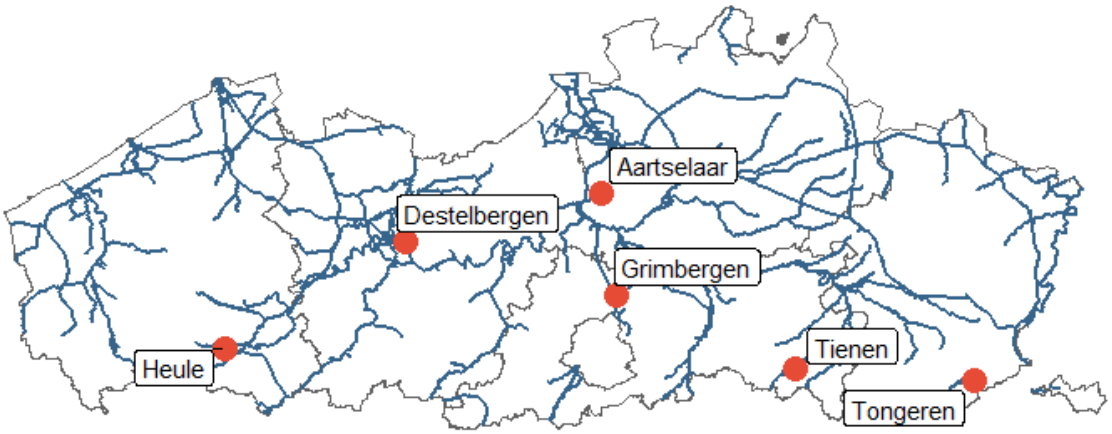
4.3.1 Rioolwaterzuiveringsinstallaties

RWZI's zijn ontworpen om contaminanten en andere types van vervuiling te verwijderen uit ons afvalwater zodat het voldoende veilig is om dit afvalwater in onze waterlopen te lozen. Meer informatie over de werking van een RWZI kan je terugvinden in Deelrapport 3 (www.vmm.be/publicaties).

De verwijdering van microplastics is geen geformuleerde doelstelling van een RWZI, toch lijkt uit wetenschappelijk onderzoek dat microplastics, tenminste gedeeltelijk, verwijderd kunnen worden uit het afvalwater. In Vlaanderen werd een preliminaire studie uitgevoerd die een verwijderingsefficiëntie (in aantal deeltjes) van 56 % (± 31 %) observeerde voor een RWZI in Destelbergen (Van Echelpoel, 2014), door een gemiddelde zuivering (in aantal deeltjes) van 50 % (± 8 %) te bepalen. Om deze resultaten beter te begrijpen en extra data te verzamelen (gebaseerd op meerdere RWZI's) werd in deze studie het zuiveringsrendement bepaald in zes RWZI's in Vlaanderen.

4.3.2 Methodologie

De microplastic concentraties (zowel in aantal deeltjes als in (berekende) massa) werden bepaald in het influent en het effluent van 6 Vlaamse RWZI's (Figuur 28) gedurende drie opeenvolgende staalnamedagen. In twee RWZI's (Aartselaar en Grimbergen) werden stalen genomen in twee perioden, een periode met weinig neerslag (= droge periode) en een periode met meer neerslag (= natte periode). Meer informatie over de methode die gebruikt werd om de stalen te verzamelen en te analyseren kan je terugvinden in Deelrapport 1 (www.vmm.be/publicaties) waar ook meer informatie rond de kwaliteitscontrole te vinden is.



Figuur 28: Locaties van rioolwaterzuiveringsinstallaties die bemonsterd werden voor microplastics analyse.

Het zuiveringsrendement per RWZI werd rechtstreeks bepaald vanuit de concentratie microplastic (deeltjes of massa per L) in de influent[21] en effluent[22] stalen. Omdat er een doorlooptijd is in de RWZI, is het effluent staal niet rechtstreeks te koppelen aan het influent staal en wordt er daarom een gemiddelde microplastic concentratie berekend van de drie opeenvolgende staalname dagen voor zowel influent als effluent. Uit deze gemiddelde aantallen of massa microplastics per liter geanalyseerd staal voor zowel influent als effluent wordt een zuiveringsrendement berekend volgens deze formule:

$$Z_c = 100\% * \left(1 - w_{c,eff}/w_{c,in}\right)$$

Z_c : het zuiveringsrendement voor staalnamecampagne c.

$w_{c,eff}$: gemiddeld aantal of massa microplastic per liter in het effluent van staalnamecampagne c.

$w_{c,in}$: gemiddeld aantal of massa microplastic per liter in het influent van staalnamecampagne c.

De acht berekende zuiveringsrendementen van de verschillende RWZI's worden tot slot uitgemiddeld om een algemeen zuiveringsrendement voor RWZI's in Vlaanderen te berekenen. De twee staalname periodes in RWZI-Aartselaar en RWZI-Grimbergen, één bij droge en één bij natte weersomstandigheden, worden in deze berekening als 2 aparte campagnes beschouwd, en worden dus evenwaardig meegenomen. In Tabel 13 (microplastic in aantal deeltjes) en 14 (microplastic in massa) worden de berekening weergegeven uitgevoerd voor elke staalname campagne.

4.3.3 Zuiveringsefficiëntie in Vlaamse rioolwaterzuiveringsinstallaties

Het gemiddelde zuiveringsrendement van microplastics in RWZI's in Vlaanderen, uitgedrukt in aantal plastic deeltjes is **97,51 ± 2,32 % (92,6 - 100 %)**. Het gemiddelde zuiveringsrendement, uitgedrukt in massa, is **98,34 ± 3,73 % (89,2 – 100 %)**. Er zal dus een hoge fractie (> 95 %) van de microplastic succesvol verwijderd kunnen worden uit het afvalwater. Hierdoor kan ook een hoog gehalte aan microplastic in de verwijderde fracties van de RWZI's verwacht worden. Een gedetailleerde stof-balans werd opgesteld voor RWZI Aartselaar en RWZI Grimbergen, deze analyse wordt gegeven en besproken in Deelrapport 3 (www.vmm.be/publicaties). De zuiveringsrendementen zijn gebaseerd op de klassieke zuiveringsprocessen in RWZI's (actief slib). Andere zuiveringsprocessen zoals deze in KWZI's kunnen een ander zuiveringsrendement opleveren.

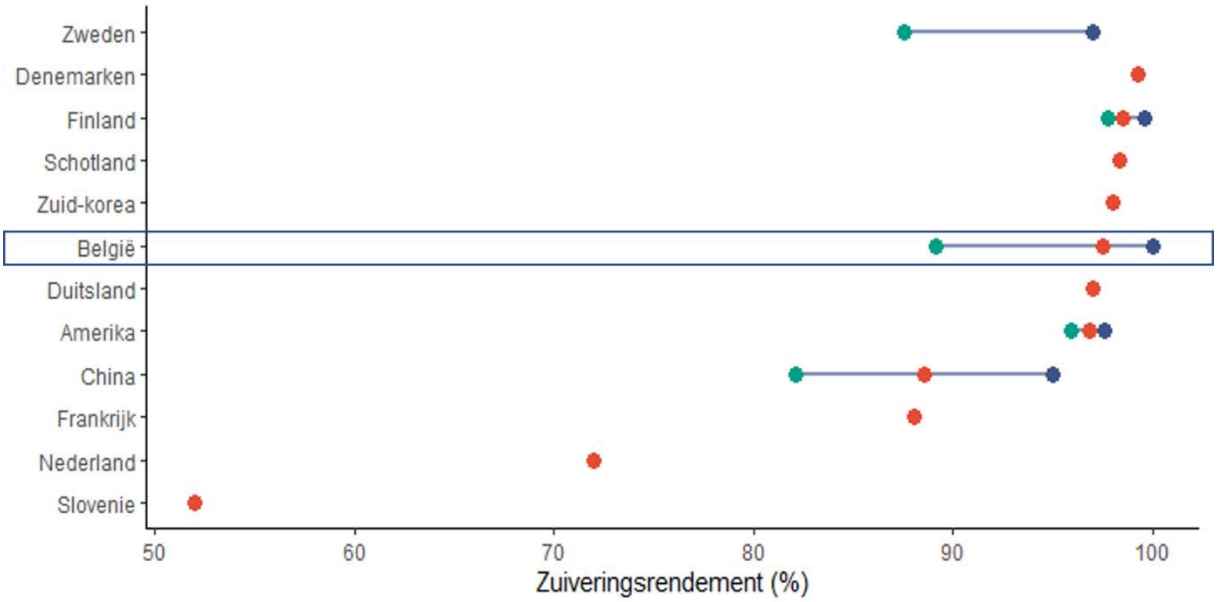
De zuiveringsrendementen die in de huidige studie gevonden werden zijn opmerkelijk hoger dan deze die eerder gerapporteerd werden (± 50 %) (Lecompte and Janssen, 2015; Van Echelpoel, 2014). Een belangrijke kanttekening hierbij is dat de methoden in deze studie sterk geavanceerd zijn ten opzichte van de methodes in de vermelde studies, wat de eerdere resultaten sterk kan beïnvloed hebben.

Op basis van twee verkennende staalnames, werd eveneens het rubber-gehalte in twee influent-en effluent stalen geanalyseerd in RWZI-Aartselaar en RWZI-Grimbergen. Uit deze resultaten kan preliminair gesteld worden dat er een indicatie is dat rubber partikels zeer goed verwijderd worden uit het afvalwater, met zuiveringsrendementen van 99,88 tot 100 %. Zoals gesteld is dit rendement gebaseerd op slechts twee metingen. Grondiger onderzoek is dus noodzakelijk om dit verder te bestuderen.

[21] *Het influent is het vuile afvalwater dat voor zuivering naar een zuiveringsinstallatie aangevoerd wordt.*
[22] *Het effluent is het gezuiverde water dat de rioolwaterzuiveringsinstallatie verlaat en in het oppervlaktewater wordt geloost.*

4.3.4 Globale zuiveringsefficiëntie

De beschikbare wetenschappelijke (*peer reviewed*) literatuur rond zuiveringsrendementen in RWZI's werd geconsulteerd en geanalyseerd. Er werden 16 publicaties geselecteerd die voldoende vergelijkbaar werden bevonden op vlak van staalname én analytische methoden om de vergelijking met de resultaten uit dit rapport te maken.



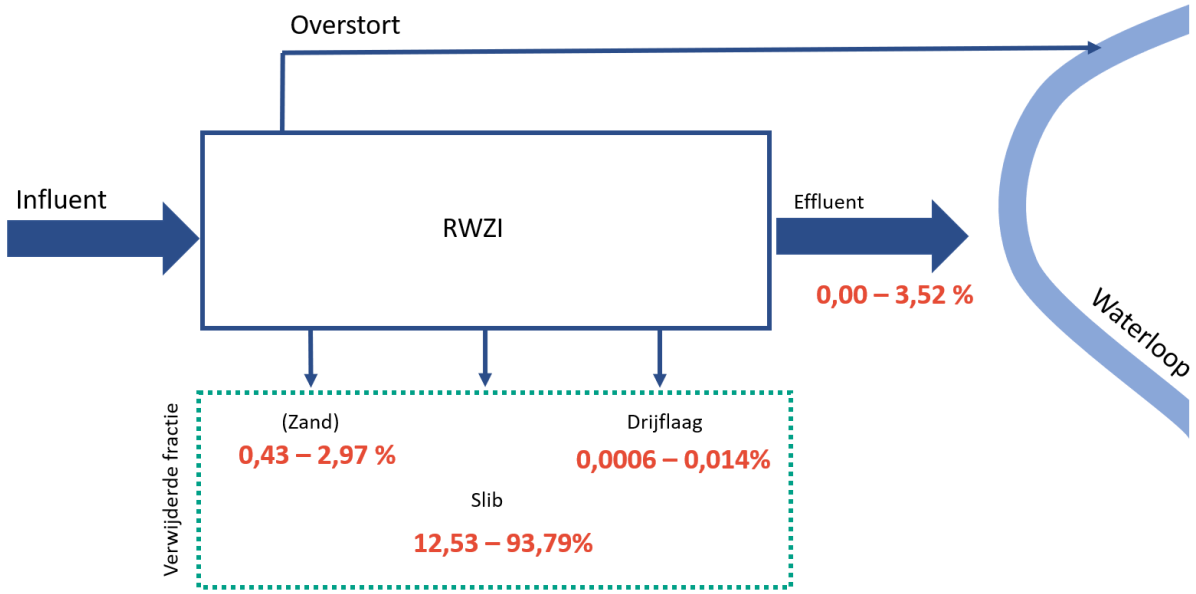
Figuur 29: Vergelijking tussen gerapporteerde zuiveringsrendementen (minimum (groen), gemiddelde (rood) en maximum (blauw)) beschreven wereldwijd. Bronnen: Zweden(Magnusson and Norén, 2014); Denemarken (Simon et al., 2018); Finland (Lares et al., 2018; Talvitie et al., 2017, 2015), Schotland (Murphy et al., 2016); Zuid-Korea (Lee and Kim, 2018); België - Vlaanderen: deze studie; Duitsland (Mintenig et al., 2017); Verenigde Staten (Conley et al., 2019; Michielssen et al., 2016); China (Lv et al., 2019; Yang et al., 2019); Frankrijk (Dris et al., 2018); Nederland (Leslie et al., 2017); Slovenië (Kalčíková et al., 2017)

Alle gerapporteerde rendementen (in aantal deeltjes) zijn weergegeven in Figuur 29 met hun gemiddelde en min-max range, indien beschikbaar. De waargenomen zuiveringsrendementen uit onze studie in Vlaanderen zijn vergelijkbaar met verschillende Europese landen zoals Finland (Lares et al., 2018; Talvitie et al., 2017, 2015), Schotland (Murphy et al., 2016), Duitsland (Mintenig et al., 2017), maar ook de Verenigde Staten (Conley et al., 2019; Michielssen et al., 2016) en Zuid-Korea (Lee and Kim, 2018) rapporteerden vergelijkbare waarden. In Denemarken werd een zuiveringsrendement van 99.3 % beschreven (Simon et al., 2018). Een aantal andere landen, waaronder China (Lv et al., 2019), Frankrijk (Dris et al., 2018) en Nederland (Leslie et al., 2017) , rapporteren zuiveringsrendementen lager dan 90 %.

4.3.5 Waar gaan deze plastics naartoe?

De verschillende stappen in het waterzuiveringsproces werden geanalyseerd in twee geselecteerde RWZI's (RWZI-Aartselaar en RWZI-Grimbergen) waarbij de microplastic concentratie in influent, verwijderde fractie en effluent werden geanalyseerd en waarvoor een stof-balans werd opgesteld.

Deze stof-balans geeft de efficiëntie van elke stap t.o.v. captatie van microplastics weer. Figuur 30 geeft een algemene samenvatting van deze analyse maar meer details hierover kunnen teruggevonden worden in Deelrapport 3 (www.vmm.be/publicaties).



Figuur 30: Overzicht stof-stroom analyse van microplastics in rioolwaterzuiveringsinstallaties waarbij een range (nat en droog weer, RWZI-Grimbergen en RWZI-Aartselaar) weergegeven wordt van de fractie binnenstromende microplastics die per stap werden teruggevonden. De binnenstromende microplastics (influent) worden gevolgd doorheen het zuiveringsproces om de efficiëntie van de verschillende stappen in het verwijderen van de microplastics in beeld te brengen.

De belangrijkste resultaten hiervan zijn:

- Tussen 12,53 en 93,79 % van de microplastics die de RWZI binnenkomt vinden we terug in de slib fractie.
- Metingen bij nat en droog weer kunnen verschillende resultaten opleveren, maar algemeen zien we bij droog weer een betere zuivering. Door een kleinere hoeveelheid water die de RWZI binnenstroomt bij droog weer, zal de tijd dat het water in de RWZI verblijft, met andere woorden de retentietijd van het afvalwater, verlengen wat de zuivering ten goede komt.
- Polymeertypes vertonen een ander gedrag in de RWZI's (afhankelijk van hun fysicochemische eigenschappen) wat de efficiëntie van de verwijdering kan beïnvloeden. Polymeertypes die makkelijker zinken door hogere densiteit zullen sneller in het verwijderingsproces neerslaan. Sommige polymeertypes, zoals PVC, werden in geen enkele fractie teruggevonden. Meer onderzoek is noodzakelijk om dit verder uit te zoeken.
- Bij het opstellen van de stof-balans werd in sommige gevallen een hoog aantal microplastics niet teruggevonden in de verwijderde fracties van de RWZI's. Een mogelijke verklaring hiervoor is een hogere retentietijd waardoor de metingen geen volledig beeld geven. Een andere mogelijkheid is de fragmentatie van microplastics tot kleinere partikels die daardoor onder de

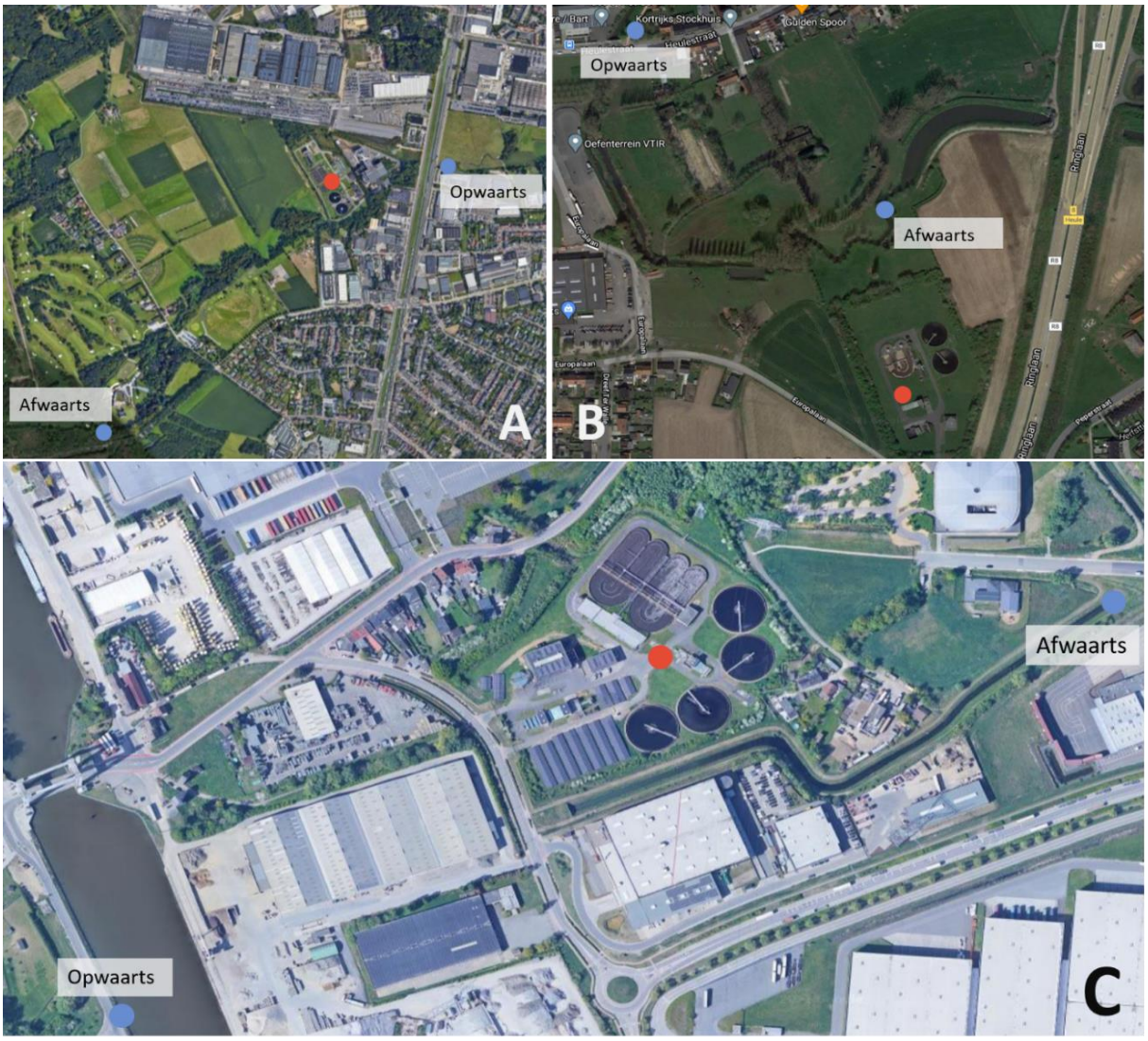
detectielimiet van de gebruikte methode vallen. Meer onderzoek is nodig om dit te kunnen verklaren.

4.3.6 RWZI als bron van plastics?

Rioolwaterzuiveringsinstallaties worden vaak vermeld als “bron” of verzamel- en lozingpunt van microplastics voor de omgeving (Talvitie et al., 2015). Maar op basis van de hoge zuiveringsrendementen, kunnen we concluderen dat de RWZI’s er in slagen een groot deel van de microplastics te verwijderen.

Wel werden een aantal macroplastics teruggevonden die vermoedelijk losgekomen zijn van borstels of andere plastic instrumenten die gebruikt worden voor het reinigen van de tanks. Met de betrokken instanties kan gekeken worden naar alternatieven om de plastic instrumenten te vervangen. Desalniettemin, zijn RWZI’s voornamelijk een laatste schakel in de transportroute van microplastics naar het oppervlaktewater en vormen deze een belangrijke zuiveringsstap.

Ondanks de hoge zuiveringsrendementen, komt er via RWZI’s toch nog een aanzienlijke hoeveelheid microplastics in de omgeving terecht, namelijk tussen 0 en $4{,}95 \times 10^7$ deeltjes per dag per RWZI installatie (ruwe inschatting gebaseerd op de effluent metingen in RWZI-Grimbergen en RWZI-Aartselaar). Hierdoor zouden we ook verwachten dat het oppervlaktewater stroomafwaarts van de RWZI een hogere concentratie microplastic heeft dan stroomopwaarts (Ballent et al., 2016).



Figuur 31: Locatie waarbij de invloed van een rioolwaterzuiveringsinstallatie op de concentratie microplastic in de waterloop werd bestudeerd stroomopwaarts en -afwaarts van de RWZI (rode bol)

Om dit te onderzoeken werden op 3 locaties, Heule, Aartselaar en Grimbergen, stalen verzameld stroomopwaarts en stroomafwaarts van een RWZI (Figuur 31).
Op basis van deze analyse kunnen we volgende conclusies trekken:

- In alle drie de locaties was de microplastic concentratie in het oppervlaktewater stroomafwaarts kleiner dan stroomopwaarts (Tabel 10).
- In het sediment (1 staalname per locatie) vonden we ook lagere concentraties stroomafwaarts van de RWZI in vergelijking met stroomopwaarts, behalve in de Tangebeek (Grimbergen) waar een hogere microplastic concentratie werd gevonden in het sediment stroomafwaarts dan in de locatie stroomopwaarts.

De lagere concentratie stroomafwaarts kan eventueel verklaard worden door een verdunningseffect dat optreedt door de grote hoeveelheid (gezuiverd) water die door de RWZI's geloosd wordt. Meer metingen zijn nodig om deze hypothese verder te onderzoeken.

Tabel 10: Vergelijking van de microplastic concentratie in de waterlopen stroomopwaarts en stroomafwaarts van een rioolwaterzuiveringsinstallatie.

	Oppervlaktewater (aantal MP per L)		Sediment (aantal MP per kg DW)	
	Opwaarts	**Afwaarts**	**Opwaarts**	**Afwaarts**
RWZI - Grimbergen (Tangebeek)	1,42 ± 1,38	0,16 ± 0,06	0,76	1,67
RWZI - Aartselaar (Grote struisbeek)	2,22 ± 2,26	0,39	1,56	0,61
RWZI - Heule (Heulebeek)	0,25 ± 0,20	0,19 ± 0,10	9,56	1,09

4.3.7 Extrapolatie naar Vlaanderen

Er kan dus geconcludeerd worden dat we er dus goed in slagen om de meeste microplastics uit ons afvalwater te halen, op voorwaarde dat het afvalwater een rioolwaterzuiveringsinstallatie passeert op zijn route naar de ontvangende waterloop. In twee situaties zal dat echter niet het geval zijn:

- In 2016 was het huishoudelijk afvalwater van 16,8% van de Vlaamse bevolking (nog) niet aangesloten aan een actieve RWZI, in januari 2021 was dat nog 14,5% (Vlaamse Milieumaatschappij, 2021). Dit huishoudelijk water wordt rechtstreeks of via een bezinkingsbekken in het oppervlaktewater geloosd.
- Daarenboven kan afvalwater tijdens zware regenbuien door overstort rechtstreeks in het oppervlakte water terecht komen (i.e. om overbelasting van gemengde riolering en RWZI's te voorkomen) (Sundt et al., 2014).

De impact van beide situaties op de netto emissie naar het oppervlaktewater werd via modellering bestudeerd en wordt besproken in Hoofdstuk 5.

4.3.8 Bronnen van microplastic in de rioolwaterzuiveringsinstallaties

Door de berekende emissiefactor (EF) voor huishoudelijk afval die in Sectie 3.2.3 werd bepaald, kunnen we via de WEISS een verwachte microplastic concentratie in het influent modelleren. Door deze te vergelijken met de werkelijke microplastic concentratie in het influent kunnen we een inschatting maken van de grootte van de onverklaarde vracht. Als de onverklaarde vracht groot is, duidt dit op (een) ontbrekende bron(nen) of een onderschatting van bestaande bronnen. Als de onverklaarde vracht negatief is betekent dit dat de bestaande bronnen overschat worden.

De EF van huishoudelijk afvalwater werd geëxtrapoleerd naar jaarcijfers, deze extrapolatie werd ook uitgevoerd voor de gemeten influent microplastic concentraties en de debieten van de RWZI's. Het resultaat is weergegeven in Tabel 11 (o.b.v. massa) en 12 (o.b.v. aantal deeltjes). Het percentage onverklaarde vracht wordt vervolgens berekend door volgende formule:

$$100\ \% * \frac{(meting - schatting)}{meting}$$

Bij de KWZI's Asse-Bekkerzeel, Boutersem-Willebringen, en Lebbeke-Rooien zien we een overschatting omdat daar de berekende emissiefactor microplastic kleiner is dan de gemiddelde emissiefactor. In KWZI Hoegaarden-Hoksem zien we dan weer een onderschatting, wat een indicatie is dat daar een of meerdere bronnen, die toch voor een deel van de microplastic concentratie in het afvalwater verantwoordelijk zijn, nog niet geïdentificeerd werden.

Tabel 11: De procentuele onverklaarde vracht bij de bemeten KWZI's en RWZI's (in massa)

NAAM	TYPE	IE influent 2016	en 2019	Gemeten MP concentratie	Geschatte MP concentratie	Onverklaarde vracht
Asse - Bekkerzeel	KWZI	360	202	43	217	-404%
Boutersem - Willebringen	KWZI	179	279	13	81	-499%
Hoegaarden - Hoksem	KWZI	102	78	104	46	56%
Lebbeke - Rooien	KWZI	113	35	11	48	-351%
Aartselaar	RWZI	48.810		763.967	28.360	96%
Destelbergen	RWZI	23.561		132.118	27.079	80%
Grimbergen	RWZI	65.388		30.986	46.006	-48%
Heule	RWZI	7.596		11.919	6.069	49%
Tienen	RWZI	23.075		5.932	11.936	-101%
Tongeren	RWZI	9.531		83.453	8.658	90%

Tabel 12: De procentuele onverklaarde vracht bij de bemeten KWZI's en RWZI's (in aantal microplastic)

NAAM	TYPE	IE influent 2016	IE influen t 2019	Gemeten MP concentratie (10^6 MP)	Geschatte MP concentratie (10^6 MP)	Onverklaarde vracht
Asse - Bekkerzeel	KWZI	360	202	73	211	-190%
Boutersem - Willebringen	KWZI	179	279	36	75	-107%
Hoegaarden - Hoksem	KWZI	102	78	47	41	13%
Lebbeke - Rooien	KWZI	113	35	20	49	-139%
Aartselaar	RWZI	48.810		316.039	34.653	89%
Destelbergen	RWZI	23.561		155.673	27.190	83%
Grimbergen	RWZI	65.388		37.165	48.088	-29%
Heule	RWZI	7.596		5.441	5.701	-5%
Tienen	RWZI	23.075		6.661	12.478	-87%
Tongeren	RWZI	9.531		13.978	8.770	37%

Omdat we enkel de bron huishoudelijk afvalwater bekijken, verwachten we bij de zes RWZI's een onderschatting van microplastics in het influent en dus een grote onverklaarde vracht. Dit is ook het geval in Aartselaar, Destelbergen en Tongeren (op basis van massa en deeltjes) en ook in Heule (op basis van massa), wat een indicatie geeft dat er een deel van de microplastic deeltjes die in het influent zitten waarschijnlijk niet van huishoudelijk afvalwater afkomstig zijn en er dus minstens één niet-geïdentificeerde bron microplastics loost in de riolering die in deze RWZI's toekomt.

In Grimbergen en Tienen zien we echter een overschatting van de emissiefactor. Hier werden weinig microplastic in het influent gemeten ten opzichte van het aantal IE. In **Error! Reference source not found.** zien we dat we in de kleinste van de onderzochte RWZI's (Heule: 7.596 IE) het aantal microplastic in het influent op basis van aantal deeltjes redelijk goed kunnen modelleren. Van de zes bemonsterde RWZI's, ontvangen enkel die in Grimbergen, Tienen en Heule een hogere fractie huishoudelijk afvalwater (± 92 %) in vergelijking met de andere RWZI's (80-89 %), wat misschien een verklaring kan bieden voor de grotere overeenkomst met de geschatte microplastic concentratie.

Deze vergelijking geeft een eerste indicatie dat de emissie van microplastic in ons rioleringsstelsel afkomstig kan zijn van veel verschillende bronnen en dat verder onderzoek noodzakelijk is om meer data te verzamelen rond het belang van alle mogelijke bronnen.

4.4 Conclusies

Bandenpartikels

- In alle geanalyseerde *run-off* stalen werd rubber teruggevonden.
- Gemiddeld werd **1,85 ± 2,52 mg per L *run-off* per dag** gevonden met concentraties tussen 0,02 en 9,20 mg per L per dag.
- In de stalen afkomstig van **atmosferische depositie kon geen rubber gedetecteerd worden**. Deze stalen bevatten wel de **typische microplastics in een concentratie van 3,21 ± 2,71 MP per m² per dag** met een maximum gemeten concentratie van 8,54 MP per m² per dag. Dit komt overeen met een **depositie van 2,18 ± 3,75 mg MP per vierkante meter per dag**.
- In de *run-off* stalen werd voornamelijk PP teruggevonden, in de atmosferische depositie voornamelijk PET.
- De afgeleide emissie-factor, berekend op basis van de *run-off* stalen, geeft een **bruto emissie van 10,82 ± 6,98 mg rubber per gereden voertuigkilometer**.

Huishoudelijk afvalwater

- Van alle microplastic deeltjes die onze RWZI's binnenstromen zal **97,51 % uit het water verwijderd worden.**
- Op basis van massa wil dat zeggen dat van de totale massa microplastic die de RWZI binnenkomt, 98,34% niet in het effluent terug te vinden zal zijn.
- De grootste fractie van microplastics worden **in het slib gevangen** en afgevoerd voor verbranding.
- De waargenomen zuiveringsrendementen uit onze studie in Vlaanderen zijn vergelijkbaar met verschillende Europese landen zoals Finland, Schotland, Duitsland, maar ook met deze gemeten in de Verenigde Staten en Zuid-Korea.

De vergelijking tussen de gemodelleerde influent en gemeten influent microplastic concentraties (in aantal deeltjes en massa) bij de RWZI's suggereert dat we momenteel nog een aantal belangrijke emissiebronnen missen. Zo is het nog onduidelijk of bepaalde types van industrie een significante bron zouden kunnen zijn. Ook langs de autosnelwegen werden niet-rubberpartikels aangetroffen waarvan de herkomst momenteel onbekend is. Een deel zou afkomstig kunnen zijn van atmosferische depositie, maar ook hier zijn meer meetgegevens nodig om tot een Vlaanderen-dekkende inschatting van de bijdrage te kunnen komen.

Tabel 13: Berekening van het zuiveringsrendement uitgedrukt in aantal microplastics (MP)

RWZI-Locatie	Neerslag	Dag	Influent			Effluent			Zuiveringsrendement
			Volume (L)	Aantal MP	Aantal MP per liter	Volume (L)	Aantal MP	Aantal MP per liter	
Aartselaar	Droog	1	2,1800	14	6,4220	8,8300	<LOQ	0,0000	
		2	2,0600	6	2,9126	8,4900	0	0,0000	
		3	2,2850	8	3,5011	8,1300	3	0,3690	
					4,2786			**0,1230**	**97,13%**
	Nat	1	4,1600	453	108,8942	9,1150	1	0,1097	
		2	1,9500	7	3,5897	18,4200	63	3,4202	
		3	2,0950	69	32,9356	9,4400	1	0,1059	
					48,4732			**1,2119**	**97,50%**
Destelbergen	Droog	1	5,3850	274	50,8821	8,4850	26	3,0642	
		2	2,0600	17	8,2524	8,6250	10	1,1594	
		3	2,1400	8	3,7383	8,9400	4	0,4474	
					20,9576			**1,5570**	**92,57%**
Grimbergen	Droog	1	2,1300	9	4,2254	8,9200	<LOQ	0,0000	
		2	2,1450	14	6,5268	9,0050	1	0,1110	
		3	2,0750	4	1,9277	9,6650	3	0,3104	
					4,2266			**0,1405**	**96,68%**
	Nat (niet aansluitend)	1	2,2000	16	7,2727	9,0300	0	0,0000	
		2	2,0600	2	0,9709	9,4000	0	0,0000	
		3	2,2150	4	1,8059	7,9550	0	0,0000	
					3,3498			**0,0000**	**100,00%**
Heule	Droog	1	4,2650	14	3,2825	9,2800	1	0,1078	
		2	4,2200	55	13,0332	8,7550	<LOQ	0,0000	
		3	4,4950	15	3,3370	9,1950	<LOQ	0,0000	
					6,5509			**0,0359**	**99,45%**
Tienen	Droog	1	1,9600	4	2,0408	8,6650	0	0,0000	
		2	2,2800	5	2,1930	8,8300	<LOQ	0,0000	
		3	2,2400	11	4,9107	9,2650	2	0,2159	
					3,0482			**0,0720**	**97,64%**

Tabel 13: Berekening van het zuiveringsrendement uitgedrukt in aantal microplastics (MP)

RWZI-Locatie	Neerslag	Dag	Influent			Effluent			Zuiveringsrendement
			Volume (L)	Aantal MP	Aantal MP per liter	Volume (L)	Aantal MP	Aantal MP per liter	
Tongeren	Droog	1	2,1550	8	3,7123	8,6400	2	0,2315	
		2	2,2200	26	11,7117	8,5400	2	0,2342	
		3	2,3100	86	37,2294	8,6250	0	0,0000	
					17,5511			**0,1552**	**99,12%**
								Gemiddelde	**97,51%**
								Standaardafwijking	2,32%

Tabel 14: Berekening van het zuiveringsrendement uitgedrukt in massa microplastics (MP)

RWZI-Locatie	Weertype	Dag	Influent			Effluent			Zuiveringsrendement
			Volume (L)	Massa MP (µg)	Massa MP (µg / liter)	Volume (L)	Massa MP (µg)	Massa MP (µg / liter)	
Aartselaar	Droog	1	2,1800	5,2843	2,4240	8,8300	<LOQ	0,0000	
		2	2,0600	9,2492	4,4899	8,4900	0,0000	0,0000	
		3	2,2850	0,9952	0,4355	8,1300	0,2346	0,0289	
					2,4498			**0,0096**	**99,61%**
	Nat	1	4,1600	84,8936	20,4071	9,1150	0,0447	0,0049	
		2	1,9500	36,0017	18,4624	18,4200	6,3729	0,3460	
		3	2,0950	854,2085	407,7367	9,4400	0,0278	0,0029	
					148,8688			**0,1179**	**99,92%**
Destelbergen	Droog	1	5,3850	251,7869	46,7571	8,4850	39,0139	4,5980	
		2	2,0600	14,3824	6,9817	8,6250	10,6180	1,2311	
		3	2,1400	1,9683	0,9197	8,9400	0,6678	0,0747	
					18,2195			**1,9679**	**89,20%**

Tabel 14: Berekening van het zuiveringsrendement uitgedrukt in massa microplastics (MP)

RWZI-Locatie	Weertype	Dag	Influent			Effluent			Zuiveringsrendement
			Volume (L)	Massa MP (µg)	Massa MP (µg / liter)	Volume (L)	Massa MP (µg)	Massa MP (µg / liter)	
Grimbergen	Droog	1	2,1300	0,5993	0,2814	8,9200	<LOQ	0,0000	
		2	2,1450	14,9990	6,9925	9,0050	0,0319	0,0035	
		3	2,0750	0,3642	0,1755	9,6650	0,1946	0,0201	
					2,4831			**0,0079**	**99,68%**
	Nat (niet aansluitend)	1	2,2000	17,9438	8,1563	9,0300	0,0000	0,0000	
		2	2,0600	0,0932	0,0452	9,4000	0,0000	0,0000	
		3	2,2150	3,7224	1,6805	7,9550	0,0000	0,0000	
					3,2940			**0,0000**	**100,00%**
Heule	Droog	1	4,2650	7,0726	1,6583	9,2800	0,3738	0,0403	
		2	4,2200	81,3132	19,2685	8,7550	<LOQ	0,0000	
		3	4,4950	99,4424	22,1229	9,1950	<LOQ	0,0000	
					14,3499			**0,0134**	**99,91%**
Tienen	Droog	1	1,9600	0,8208	0,4188	8,6650	0,0000	0,0000	
		2	2,2800	15,4437	6,7736	8,8300	<LOQ	0,0000	
		3	2,2400	2,4278	1,0838	9,2650	1,2000	0,1295	
					2,7587			**0,0432**	**98,44%**
Tongeren	Droog	1	2,1550	142,4402	66,0975	8,6400	0,6149	0,0712	
		2	2,2200	187,9121	84,6451	8,5400	0,5250	0,0615	
		3	2,3100	391,2912	169,3901	8,6250	0,0000	0,0000	
					106,7109			**0,0442**	**99,96%**
								Gemiddelde	**98,34%**
								Standaardafwijking	3,73%

In het kort…

Waar gaan deze plastics naartoe?

- Microplastics kunnen op verschillende manieren getransporteerd worden over het land, via de lucht en het water en dit onder invloed van natuurlijke processen zoals wind en neerslag of door antropogene installaties zoals bijvoorbeeld de riolering.

Hoe komen de plastics in het milieu terecht?

- Per gereden voertuigkilometer wordt een **bruto emissie van 10,82 mg rubber** ingeschat, hiervan zal naar schatting ongeveer de helft via run-off of afspoeling van partikels van het wegdek in de omliggende oppervlaktewaters terechtkomen. Een deel van de bandenpartikels zal zich ook **via de atmosfeer** kunnen verplaatsen of zal in de bermen terechtkomen.
- Ons afvalwater en een deel van het regenwater zal via het rioleringsstelsel in een rioolwaterzuiveringsinstallatie terecht komen waar ook het merendeel van de microplastics uit het water gezuiverd worden. **In totaal zullen ongeveer 98 % van het aantal microplastics uit het afvalwater gehaald worden voor het opnieuw in het milieu terecht komt**, tenminste, als het afvalwater dergelijke zuiveringsinstallaties passeert.

Hoofdstuk 5: Extrapolatie van de gegevens naar Vlaanderen

Hoeveel microplastic deeltjes produceren wij zelf in ons dagelijks leven, en hoeveel hiervan komen er mogelijks in het milieu?
Kunnen we algemenere voorspellingen voor heel Vlaanderen maken op basis van deze resultaten?

Het hiervoor beschreven onderzoek is gebaseerd op verzamelde gegevens over microplastic concentraties in een beperkt aantal locaties in Vlaanderen. Het is uiteraard onmogelijk om in elke waterloop of elke RWZI in Vlaanderen te bemonsteren en een *case-by-case* onderzoek uit te voeren. Om een algemeen beeld te krijgen van de situatie in Vlaanderen, werden de verzamelde metingen gebruikt voor een inschatting van emissies van microplastics naar het oppervlaktewater in Vlaanderen op basis van modellering. Met deze informatie kan het aandeel van verschillende bronnen afgewogen worden en hun netto emissie in de waterlopen bestudeerd worden.

5.1 Water Emissions Inventory Planning Support System

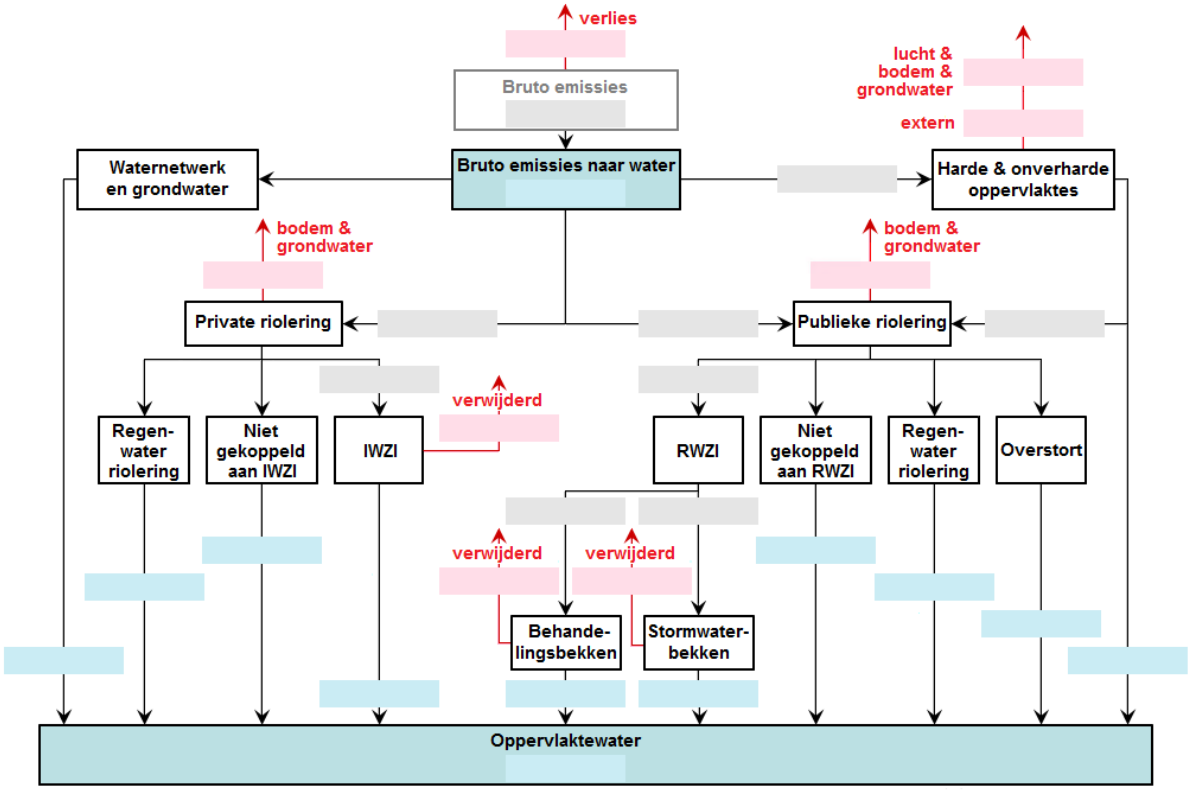
Om deze extrapolatie mogelijk te maken, werd gebruik gemaakt van het '*Water Emission Inventory planning Support System*' (WEISS). WEISS is een software-instrument waarmee de Vlaamse Milieumaatschappij (VMM) de emissies van verontreinigende stoffen, zoals bijvoorbeeld de metalen zink en koper, richting het oppervlaktewater in Vlaanderen kwantificeert en opvolgt doorheen de tijd (zie ook https://www.vmm.be/data/emissie-inventaris-water en https://weiss.vmm.be/geoloket). Het model kan significante bronnen en hun bijdrage aan waterverontreiniging in kaart brengen. Dit instrument wordt door VITO in samenwerking met de Vlaamse Milieumaatschappij (VMM) voortdurend verder ontwikkeld als een generieke tool die toelaat om nieuwe prioritaire of opkomende stoffen vlot toe te voegen, aldus werd - in deze studie - op basis van de verzamelde gegevens 'microplastic' als nieuwe stof opgenomen in WEISS.

WEISS zal aan de hand van beschikbare data bruto en netto emissies berekenen per bron (bv. huishoudelijk afvalwater) en per stof (in dit geval microplastics) voor heel Vlaanderen met een ruimtelijke resolutie van 50 op 50 m.

De **bruto emissies** geven weer hoeveel microplastics er jaarlijks vrijkomen ter hoogte van een bepaalde bron. Er zijn twee types van bronnen mogelijk in WEISS;

- Puntbronnen: bv. ter hoogte van de lozingspunten van bedrijven waarbij de emissies gemeten werden.
- Diffuse bronnen waarbij de emissies ingeschat worden door de grootte van de bron (de zogenaamde emissie verklarende variabele, EVV) te vermenigvuldigen met een emissiefactor EF (jaarlijkse hoeveelheid emissie per eenheid van activiteit).

Deze bronnen worden zo gedetailleerd mogelijk ruimtelijk weergegeven (spatiale resolutie 50 x 50 m) waarbij, afhankelijk van de manier waarop de emissiebron in de ruimte voorkomt (puntbron, lijnbron, oppervlaktebron), andere ruimtelijke algoritmes in WEISS beschikbaar zijn. Na het karteren van de bruto emissies worden in WEISS de transportroutes richting het oppervlaktewater gemodelleerd om de **netto emissies,** het gedeelte van de bruto emissie dat daadwerkelijk het oppervlaktewater bereikt, te berekenen. Onderstaand stofstroomschema (Figuur 32) geeft een overzicht van de transportroutes die in WEISS gekwantificeerd worden: rechtstreekse lozing in oppervlaktewater, oppervlakkige afstroming en via riolering.



Figuur 32: Het stofstroomschema van WEISS – van bruto naar netto emissie richting oppervlaktewater.

WEISS zal een combinatie gebruiken van in deze studie verzamelde gegevens en een aantal algemene aannames en beschrijvingen:

- Beschrijving van het rioleringsnetwerk op basis van gegevens uit het Afvalwater Informatie Systeem (AWIS). Deze gegevens beschrijven het rioleringsnetwerk met zijn lozingspunten en overstortlocaties.
- Parameter specifieke en/of RWZI-specifieke zuiveringsrendementen kunnen in rekening gebracht worden. In deze studie wordt een algemeen zuiveringsrendement ingegeven voor de RWZI's op basis van het gemiddelde rendement in de bemonsterde installaties.
- Voor de oppervlakkige afstroming zal de nieuwe *run-off* module van WEISS ingezet worden die voor elk L2[23] waterloopsegment de connectie legt met het toelevergebied. Er wordt ook gewerkt met een vaste set aan afstromingscoëfficiënten aangezien de stof-specifieke coëfficiënten nog niet beschikbaar zijn op het moment van de uitvoering van deze studie.

WEISS bevat ook een onzekerheidsanalyse (gebaseerd op een Monte Carlo benadering) die toelaat om op basis van de onzekerheden van de invoergegevens inzichten te geven over de onzekerheid op de bruto en netto emissiecijfers. Deze analyse werd uitgevoerd voor huishoudelijk afvalwater en de bron bandenslijtage. Hierbij werden in totaal 10.000 runs uitgevoerd op basis van een vereenvoudigde WEISS-model (Sleeuwaert et al., 2017). De onzekerheden op de overige knooppunten hebben de standaard instellingen van WEISS behouden.

[23] Lokale oppervlaktewaterlichamen van tweede orde

In WEISS wordt de grootte van de emissie typisch uitgedrukt in massa op jaarbasis. Voor microplastic levert de FTIR-analyse van het staal in de eerste plaats inzichten over het aantal deeltjes, en werd de massa afgeleid op basis van de lengte en de breedte van de partikels (Simon et al., 2018). Voor het kwantificatie van het aantal rubberpartikels afkomstig van bandenslijtage Pyrolyse-GC/MS (Deelrapport 2, www.vmm.be/publicaties) ingezet wat ook resulteert in massa eenheden. Desalniettemin is in het geval van risicoanalyses van microplastics het aantal partikels van minstens even groot belang. De kleinere partikels zullen namelijk weinig bijdragen aan de totale massa van het staal maar zouden mogelijks grotere effecten kunnen veroorzaken. Om een allesomvattende analyse mogelijk te maken werd het WEISS model gebruikt voor een emissie berekening in massa én in aantal partikels. Voor de *run-off* zijn geen data beschikbaar over het aantal deeltjes, hier werd, vanzelfsprekend, enkel een analyse van de emissie in massa uitgevoerd. Een verdere onderverdeling op basis van type plastic of in grootteccategorieën was niet mogelijk omwille van de beperkte hoeveelheid meetgegevens.

5.2 Implementatie van metingen in WEISS

De in de vorige hoofdstukken berekende zuiveringsrendementen en emissiefactoren voor microplastics in huishoudelijk afvalwater en via bandenslijtage werden in WEISS[24] ingevoerd (Tabel 15).

Tabel 15: Overzicht van de gebruikte kengetallen microplastic in WEISS

	Massa		Aantal	
	Gemiddelde	**Onzekerheid**	**Gemiddelde**	**Onzekerheid**
Zuiveringsrendement	98,34%	15%	97,51%	15%
EF huishoudens	0,4733g/IE/jaar	100%	418 152/IE/jaar	100%
EF bandenslijtage	10,82 mg/vtgkm	100%	/	/

De onzekerheid op de metingen wordt ingeschat op basis van de criteria in Tabel 16.

- De absolute onzekerheid op het zuiveringsrendement stellen we in op 15 % omdat de berekening van het zuiveringsrendement is gebaseerd op een beperkt aantal metingen op representatieve locaties. De inschatting van het zuiveringsrendement heeft ook een kleine standaardafwijking en wordt ondersteund door de literatuur.
- De relatieve onzekerheid op de emissiefactor huishoudelijk afvalwater stellen we in op 100 %. De berekening van de emissiefactor is gebaseerd op een gering aantal metingen op representatieve locaties, maar de inschatting van de emissiefactor heeft een grote standaardafwijking.
- Aangezien de *run-off* analyse is gebaseerd op een gering aantal metingen, met weinig spatiale variatie, en de inschatting van de emissiefactor een redelijk grote standaardafwijking heeft stellen we deze onzekerheid ook in op 100 %.

[24] *De kengetallen werden ingevoerd in de WEISS tool in versie 2019_a. De activiteitsdata stellen bijgevolg de situatie 2019 voor.*

Tabel 16: Criteria voor het inschatten van onzekerheid uit het EMEP / EEA Emission Inventory Guidebook

A	2-5%	een getal gebaseerd op **groot aantal metingen** aan **representatieve** locaties;
B	10%	een getal gebaseerd op **aantal metingen** aan een **deel** van de voor de sector **representatieve** locaties;
C	20%	een getal gebaseerd op **beperkt aantal metingen**, aangevuld met schattingen op basis van **technische kennis** proces; **verouderde data; grote spreiding** (in literatuur) ; metingen + aannames + schattingen
D	50%	een getal gebaseerd op **gering aantal metingen**, aangevuld met schattingen op basis van **aannames**; **omrekening verouderde data**
E	100%	een getal gebaseerd op **technische berekening** op basis van een aantal **aannames, schatting**

Deze onzekerheden zijn hoog maar aangezien dit een eerste verkennende en brede studie is van microplastic vervuiling in Vlaanderen, is dit normaal. Meer onderzoek zal de bestaande gegevens kunnen aanvullen en de onzekerheid op de metingen doen dalen. Voorlopig moeten we de resultaten met de nodige voorzichtigheid interpreteren.

5.2.1 Bruto en netto emissies van huishoudelijk afvalwater

De bruto emissie van huishoudelijk afvalwater werd berekend op basis van de geschatte EF van de lozing van microplastic huishoudelijk afvalwater (Sectie 3.2.3). Voor schattingen op basis van het aantal partikels gebruiken we de EF 418 152 partikels/IE/jaar, op basis van massa 0,4733 g MP/IE/jaar.

Het huishoudelijk afvalwater zal niet altijd dezelfde weg afleggen. In totaal kunnen drie types huishoudens beschreven worden met verschillende transportroutes naar de omgeving.

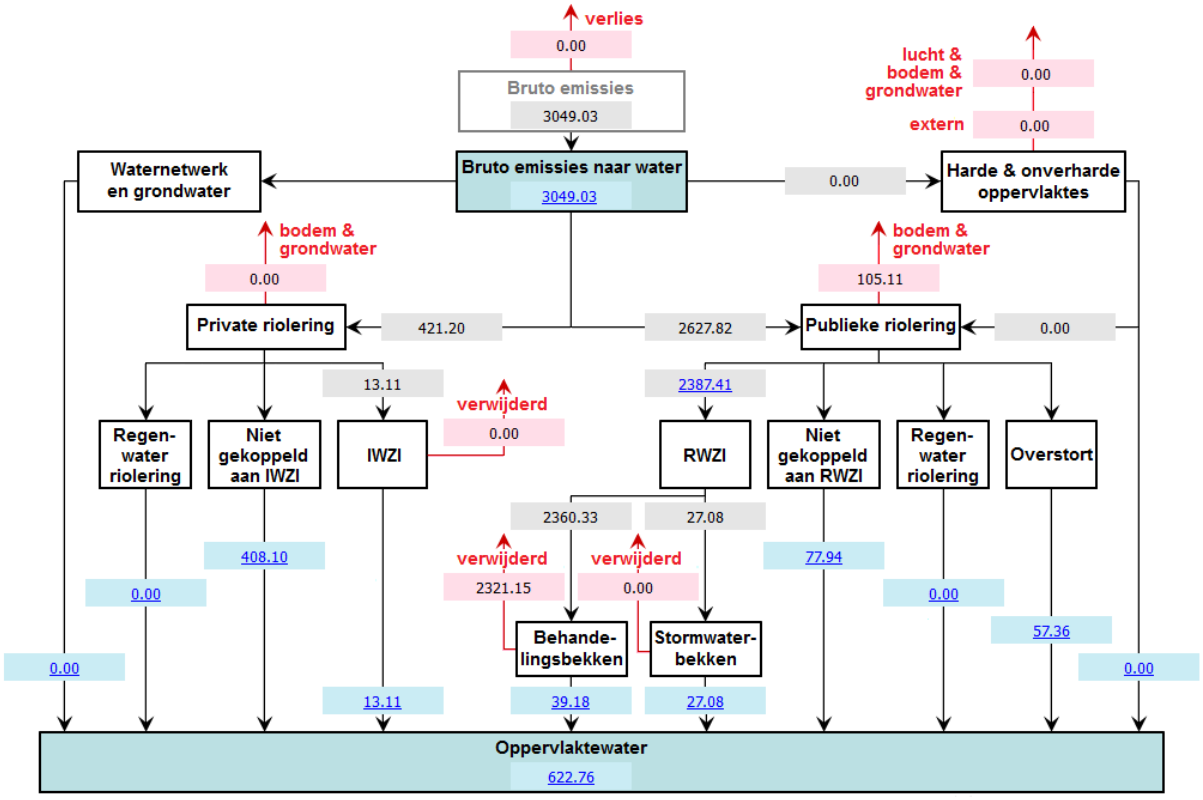
1. **Huishoudens gekoppeld aan het publieke riool.**
   In 2019 betrof dit 86 % van de Vlaamse IE. De meerderheid van de huishoudens is gekoppeld aan het publieke riool waar een beperkte lekkage richting bodem en grondwater wordt verondersteld. De lekkage van het riool staat ingesteld op 4% van de vracht die in het riool komt (algemene WEISS aanname). Het overstortpercentage staat voor ieder overstort ingesteld op 0,625 % van de vracht die in het overstort toekomt (eveneens een algemene WEISS aanname voor 2019). Een klein gedeelte van de huishoudens (3 %) zijn wel aangesloten op het publieke riool maar zijn niet gekoppeld aan een actieve RWZI. Een deel van de huishoudens gekoppeld aan het publieke riool (0,1 %) liggen buiten het gerioleerd gebied in WEISS, deze huishoudens volgen de route van de disperse huishoudens. Op basis van de verzamelde gegevens in deze studie wordt het zuiveringsrendement in alle RWZI's ingeschat op 98,34 % (massa) of 97,51 % (aantal deeltjes).
2. **Huishoudens die niet gekoppeld zijn aan het publieke rioleringsstelsel maar die beschikken over een 'Individuele behandelingsinstallatie voor afvalwater' (IBA).**
   In 2019 beschikte 0,4 % van de Vlaamse IE over dergelijk systeem. De microplastic emissies van de huishoudens met IBA zijn terug te vinden via de route 'IWZI' (individuele waterzuiveringsinstallatie) in het stofstroomschema (Figuur 32). Het zuiveringsrendement van een IBA voor microplastics is ingesteld op 0 % omdat hierover geen gegevens beschikbaar zijn, het kan echter dat het zuiveringsrendement hoger ligt en in deze analyse een overschatting van de emissie via deze route wordt berekend. Onderzoek naar de zuiveringsefficiëntie voor microplastic in een IBA zal hier voor de nodige gegevens moeten zorgen.
3. **De laatste categorie zijn disperse huishoudens die niet gekoppeld zijn aan het riool en geen IBA hebben.** In 2019 was dit 13 % van de Vlaamse IE. De emissies van de disperse huishoudens

zijn te vinden via de route 'Niet gekoppeld aan IWZI' (Figuur 32). Ook hier wordt een zuiveringsrendement van 0 % verondersteld wegens het gebrek aan gegevens. Het is wel mogelijk dat er toch meer zuivering is door bezinking in de septische put. Meer onderzoek is noodzakelijk

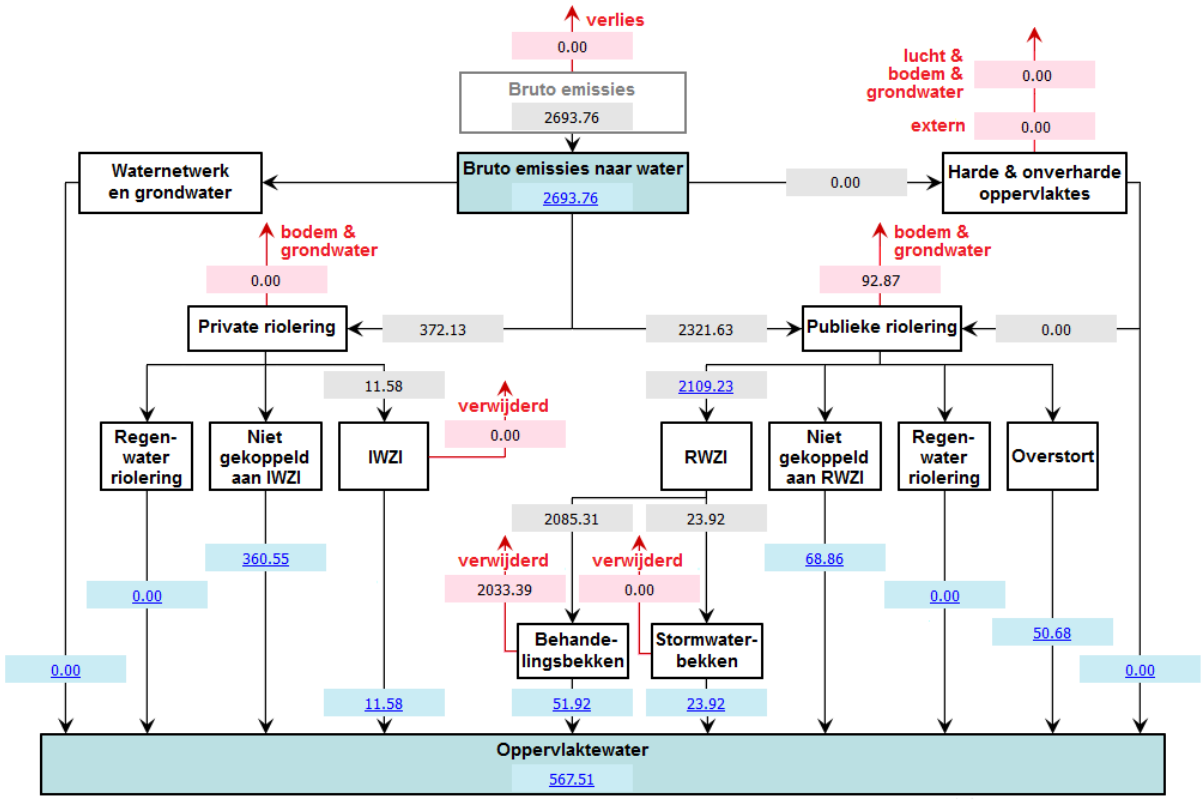
Voor meer informatie over de kartering van het aantal huishoudens in WEISS wordt verwezen naar de Factsheet Huishoudelijk afvalwater van WEISS (https://www.vmm.be/data/emissie-inventaris-water/factsheets/huishoudelijk-afvalwater).

Wanneer we al deze factoren in rekening brengen, samen met een aantal algemene aannames van WEISS zien we dat van de bruto jaarlijkse emissie van 3049 kg MP er ongeveer 623 kg in het oppervlaktewater terecht zal komen (Figuur 33). Als we dezelfde berekening maken voor het aantal deeltjes zien we een bruto jaarlijkse emissie van 2694 x 10^9 MP deeltjes en een netto emissie van 568 x 10^9 MP deeltjes (Figuur 34). Dit komt voor beide berekeningen overeen met een netto emissie van 20 tot 21 % van de bruto emissie, voor massa en aantal deeltjes respectievelijk.

Wanneer we kijken naar het belang van de verschillende transportroutes richting het oppervlaktewater (Figuur 35 en 36), merken we dat 64 tot 66 % van de totale netto emissie (voor aantal deeltjes en massa respectievelijk) afkomstig is van de disperse huishoudens die niet aan een riolering zijn aangesloten en niet over een IBA beschikken. De tweede grootste fractie (12 %) van de netto emissie wordt gevormd door lozing van het afvalwater van 3 % van de Vlaamse bevolking die niet aangesloten zijn op een actieve RWZI (Figuur 35 en 36). Ondanks het hoge zuiveringsrendement in de RWZI's (> 95 %) komt toch nog 8 % van de bruto emissie van het huishoudelijk afvalwater dat op riool loost in de omgeving terecht. Een belangrijke factor die bijdraagt tot dit relatief hogere percentage is de overstortwerking. Wanneer de riolering voor afvalwater en regenwater niet gescheiden worden, kan bij hevige regenval een deel van het afvalwater met de microplastics in de omgeving gestort worden door beperkte capaciteit in de zuiveringsinstallaties. Een gescheiden behandeling van regenwater en afvalwater zou hier een oplossing kunnen bieden.

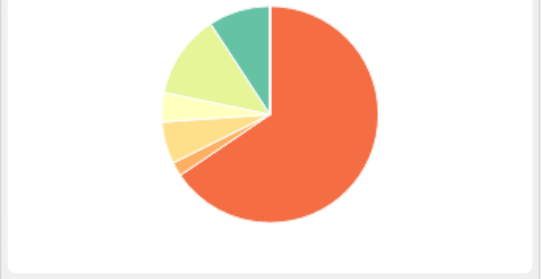


Figuur 33: Het stofstroomschema van de emissies microplastic van de bron huishoudelijk afvalwater (kg)



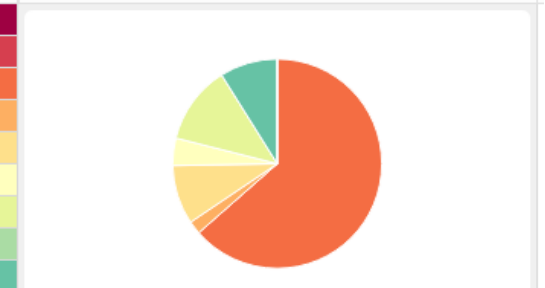
Figuur 34: Het stofstroomschema van de emissies microplastic van de bron huishoudelijk afvalwater (10^{9} MP)

Stof	Zone	Type	Emissie	Percentage
MP	Total	Waternetwerk en grondwater	0,0000	0,00
MP	Total	Regenwater riolering (private)	0,0000	0,00
MP	Total	Niet gekoppeld aan IWZI	408,0973	65,53
MP	Total	IWZI	13,1076	2,10
MP	Total	Behandelingsbekken	39,1816	6,29
MP	Total	Stormwater bekken	27,0767	4,35
MP	Total	Niet gekoppeld aan RWZI	77,9360	12,51
MP	Total	Regenwater riolering	0,0000	0,00
MP	Total	Overstort	57,3638	9,21
MP	Total	Afstroming	0,0000	0,00
MP	Total	Netto emissie in oppervlakte water	622,7630	100,00



Figuur 35: De procentuele weergave van de verschillende routes naar het oppervlaktewater van de bron huishoudelijk afvalwater (kg)

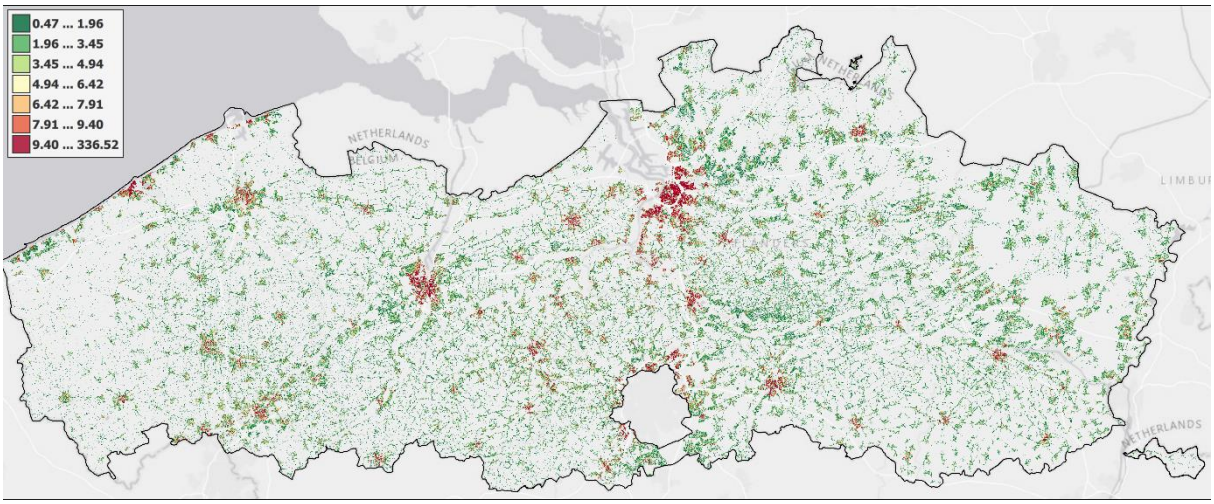
Stof	Zone	Type	Emissie	Percentage
MP-aantal	Total	Waternetwerk en grondwater	0,0000	0,00
MP-aantal	Total	Regenwater riolering (private)	0,0000	0,00
MP-aantal	Total	Niet gekoppeld aan IWZI	360,5465	63,53
MP-aantal	Total	IWZI	11,5803	2,04
MP-aantal	Total	Behandelingsbekken	51,9242	9,15
MP-aantal	Total	Stormwater bekken	23,9218	4,22
MP-aantal	Total	Niet gekoppeld aan RWZI	68,8551	12,13
MP-aantal	Total	Regenwater riolering	0,0000	0,00
MP-aantal	Total	Overstort	50,6798	8,93
MP-aantal	Total	Afstroming	0,0000	0,00
MP-aantal	Total	Netto emissie in oppervlakte water	567,5078	100,00



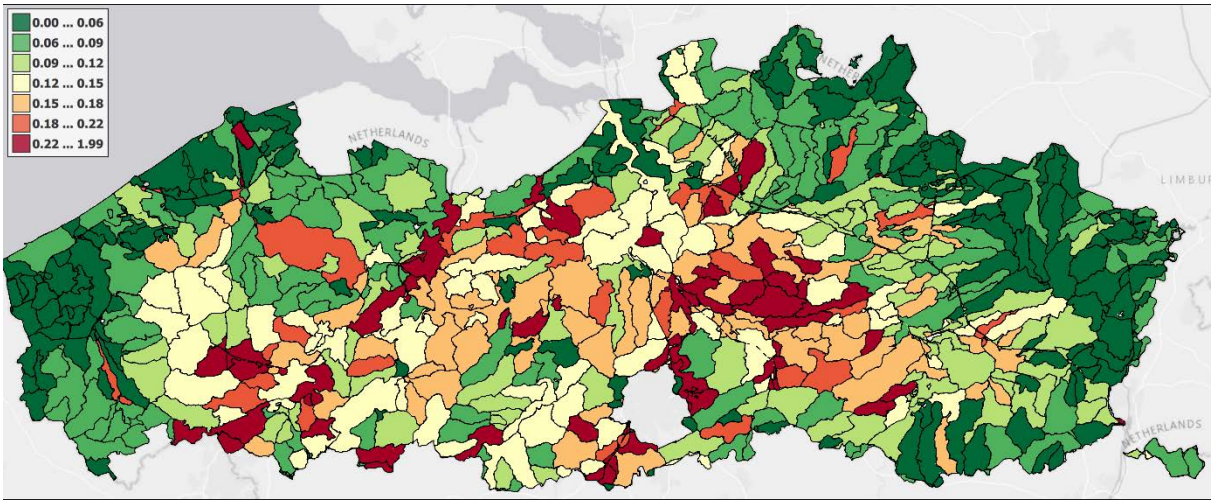
Figuur 36: De procentuele weergave van de verschillende routes richting het oppervlaktewater van de bron huishoudelijk afvalwater (10 ^{9} MP)

Wanneer we dit ruimtelijk weergeven, zien we dat de bruto emissies duidelijk hoger zijn in stedelijke gebieden, gekoppeld aan een hogere bevolkingsdichtheid (Figuur 37). In figuur 38 wordt de druk van microplastic vervuiling op de oppervlaktewateren weergegeven; de data werd gekoppeld per A1[25] waterlichaam om een betere vergelijking mogelijk te maken. Ook hier is de druk van de stedelijke gebieden duidelijk aanwezig. Los van de grote steden, zijn er ook nog een aantal zones waar duidelijk een hoge bruto en netto emissie van microplastic waar te nemen is. Verder onderzoek zou bijvoorbeeld kunnen uitwijzen of deze zones gelinkt zijn aan gemeenten met een lagere rioleringsgraad. Deze figuren geven een ruimtelijke weergave van de emissies weer in massa microplastic maar de analyse met aantal deeltjes toont hetzelfde ruimtelijk patroon.

[25] *De A1 waterlichamen zijn een verdere verfijning van de Vlaamse waterlichamen (de A0 afstroomzones). Het gaat hier om lokale waterlichamen van de eerste orde die ook wel intermediaire afstroomgebieden worden genoemd.*



Figuur 37: De bruto emissie naar water microplastic van de bron huishoudelijk afvalwater (g)



Figuur 38: De netto emissie in het oppervlaktewater microplastic van de bron huishoudelijk afvalwater per A1 waterlichaam (g/0,25ha)

Onzekerheid op de metingen

Op basis van de Monte Carlo analyse is duidelijk dat er een grote onzekerheid is op de bruto en netto emissie van microplastic in huishoudelijk afvalwater. Dit kan verklaard worden door het gering aantal metingen bij huishoudens en de grote standaardafwijking op de berekende emissiefactor.

5.2.2 Bruto en netto emissies van bandenslijtage

Voor de emissiebron bandenslijtage in WEISS werd een kartering voorzien op basis van het aantal gereden kilometers van zes verschillende voertuigtypes op drie wegtypes. Meer informatie hierover kan gevonden worden in de Factsheet Bandenslijtage van WEISS (binnenkort beschikbaar op https://www.vmm.be/data/emissie-inventaris-water/factsheets/). De bron 'bandenslijtage' wordt onderverdeeld over deze verschillende deelbronnen. Maar op basis van de verzamelde gegevens zijn we niet in staat om een specifieke emissiebron toe te wijzen per deelbron, deze krijgen dus allemaal dezelfde emissiefactor van 10,82 kg per miljoen voertuigkilometers. Opgelet, deze emissiefactor is enkel gebaseerd op de rubberpartikels, andere plastic partikels werden niet meegenomen omdat er onvoldoende zekerheid is dat deze werkelijk van het wegdek of bandenslijtage afkomstig zijn.

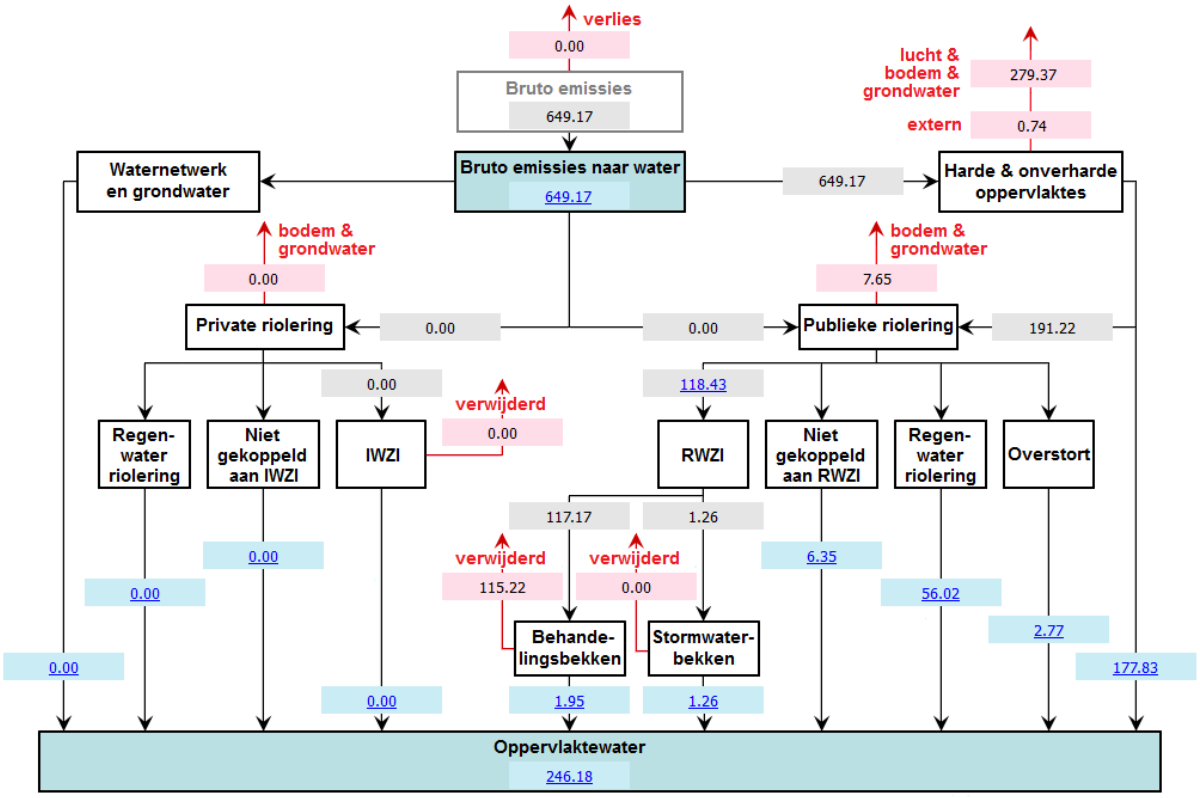
Mogelijke routes van bron naar omgeving zijn:

- *Run-off* of afstroming via de harde en onverharde oppervlaktes
- Infiltratie in de bodem
- Via regenwater-afvoer naar het publieke riool.
- Opvang via gemende riolering gekoppeld aan actieve RWZI

In totaal wordt de bruto emissie voor bandenpartikels door WEISS geschat op 649 ton per jaar. De *run-off* fractie hiervan (57 % van bruto emissie) zal ofwel rechtstreeks in het milieu terechtkomen (27 %) ofwel via de publieke riolering (29 %). In totaal zal 18 % van de bruto emissie van de bandenpartikels via de publieke riool in de RWZI's terecht komen. Voor Noorwegen werd door Vogelsang en collega's (2020) een theoretische inschatting gemaakt dat circa 10% van de partikels afkomstig van bandenslijtage terechtkomen in de RWZI, wat overeen komt met onze inschatting. De zuivering van rubber-bandenpartikels in onze RWZI's werd slechts in een exploratief onderzoek bekeken en de zuivering in WEISS wordt ingeschat op 98,34 % (massa) en 97,51 % (aantal deeltjes), het zuiveringsrendement van de RWZI's dat berekend werd in deze studie. Meer onderzoek zal noodzakelijk zijn om het zuiveringsrendement voor rubber-bandenpartikels in detail te bestuderen.

Netto microplastic emissie voor de bron bandenslijtage wordt geschat op 246 ton, wat overeenkomt met 38 % van de bruto emissie. Van deze netto emissie is het grootste deel (72 %) afkomstig van de afstroming via verharde en onverharde oppervlakken (Figuur 39 en 40). 23 % van de bandenpartikels in de omgeving is afkomstig van regenwater riolering (zonder zuivering in RWZI).

Wanneer we de emissies van de verschillende voertuigtypes en wegtypes individueel bekijken zien we dat de personenwagens op gewestwegen voor de hoogste bruto emissie zorgen, maar de bandenslijtage van personenwagens op de snelwegen is verantwoordelijk voor de hoogste netto emissie. Deze discrepantie tussen het aandeel van bronnen voor bruto en netto emissie zou te maken kunnen hebben met de afvoer van het *run-off* water. In stedelijke gebieden op gewestwegen, is vaak een (regenwater) riolering voorzien, wat bij snelwegen minder het geval is. Dit kan zorgen voor een grotere verwijdering van bandenpartikels op gewestwegen en een verklaring bieden voor het waargenomen patroon.



Figuur 39: Het stofstroomschema van de emissies microplastic van de bron bandenslijtage (ton)

Stof	Zone	Type	Emissie	Percentage
MP-rubber	Total	Waternetwerk en grondwater	0,0000	0,00
MP-rubber	Total	Regenwater riolering (private)	0,0000	0,00
MP-rubber	Total	Niet gekoppeld aan IWZI	0,0000	0,00
MP-rubber	Total	IWZI	0,0000	0,00
MP-rubber	Total	Behandelingsbekken	1,9450	0,79
MP-rubber	Total	Stormwater bekken	1,2558	0,51
MP-rubber	Total	Niet gekoppeld aan RWZI	6,3541	2,58
MP-rubber	Total	Regenwater riolering	56,0209	22,76
MP-rubber	Total	Overstort	2,7741	1,13
MP-rubber	Total	Afstroming	177,8336	72,24
MP-rubber	Total	Netto emissie in oppervlakte water	246,1835	100,00

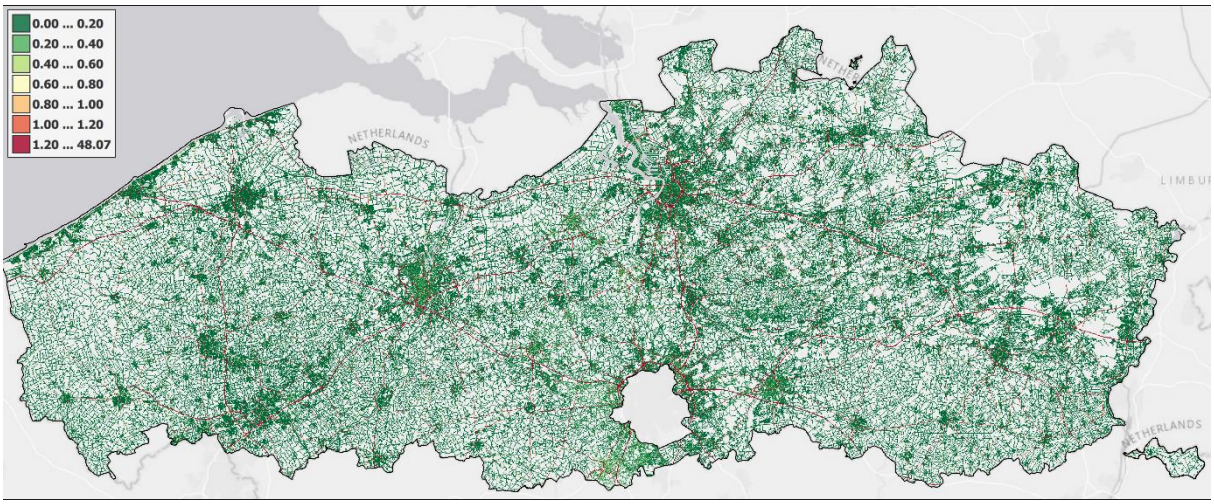


Figuur 40: De procentuele weergave van de stromen in het oppervlakte water van de emissies microplastic van de bron bandenslijtage (ton)

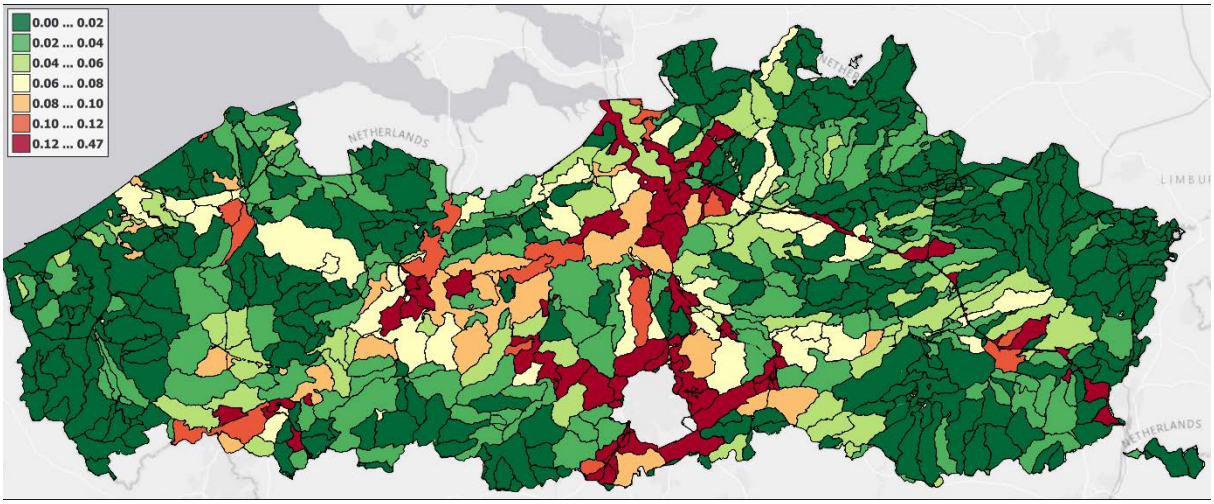
Tabel 17: De bruto emissie naar water en de netto emissie in het oppervlaktewater van de 18 types bandenslijtage in ton

Bron	Bruto emissie	Netto emissie	Netto/Bruto
bandenslijtage autosnelweg bestelwagen	28,9	11,7	40,6%
bandenslijtage autosnelweg bus	1,2	0,5	40,7%
bandenslijtage autosnelweg motor	1,6	0,7	40,7%
bandenslijtage autosnelweg personenwagen	198,6	80,8	40,7%
bandenslijtage autosnelweg speciaal voertuig	0,0	0,0	0,0%
bandenslijtage autosnelweg vrachtwagen	37,7	15,3	40,7%
bandenslijtage gemeenteweg bestelwagen	13,2	4,6	34,8%
bandenslijtage gemeenteweg bus	0,5	0,2	35,0%
bandenslijtage gemeenteweg motor	1,9	0,6	33,8%
bandenslijtage gemeenteweg personenwagen	89,4	30,2	33,8%
bandenslijtage gemeenteweg speciaal voertuig	1,7	0,6	35,0%
bandenslijtage gemeenteweg vrachtwagen	3,5	1,2	35,0%
bandenslijtage provincieweg bestelwagen	33,0	12,4	37,5%
bandenslijtage provincieweg bus	2,1	0,8	37,8%
bandenslijtage provincieweg motor	3,3	1,2	36,6%
bandenslijtage provincieweg personenwagen	210,2	76,9	36,6%
bandenslijtage provincieweg speciaal voertuig	0,6	0,2	37,8%
bandenslijtage provincieweg vrachtwagen	21,9	8,3	37%,8
Totaal	649,2	246,2	37,9%

Wanneer we de emissie van bandenslijtage ruimtelijk bekijken op niveau van Vlaanderen is het duidelijk dat de snelwegen duidelijke hotspots zijn voor bruto en netto emissie van bandenpartikels (Figuur 41 en 42). De netto emissies werden opgeteld per A1 waterlichaam en uitgedrukt per eenheid van oppervlak. De ring rond Brussel en rond Antwerpen zijn duidelijke zones met een hoge netto emissie naar het oppervlaktewater gekoppeld aan het vele verkeer dat daar dagelijks passeert (Figuur 41). Met verder meetcampagnes zou een ruimtelijk variërende emissiefactor gebruikt kunnen worden om bijvoorbeeld ook het effect van file zones in kaart te brengen en het verband met hogere netto emissie te onderzoeken.



Figuur 41: De bruto emissie naar water microplastic van de bron bandenslijtage (kg)



Figuur 42: De netto emissie in het oppervlaktewater microplastic van de bron bandenslijtage per A1 waterlichaam (kg/0,25ha)

Onzekerheid op de meting

Door de hoge standaardafwijking op de waarden werd een hoge onzekerheid op de metingen voorspeld. Dit werd ook bevestigd door de Monte Carlo analyse in WEISS. Meer data zou de onzekerheid moeten verminderen en een breder wetenschappelijk draagvlak geven om deze belangrijke emissiebron aan te pakken.

5.2.3 Combinatie van beide bronnen in WEISS

We kunnen de massa van de typische microplastics (bepaald via FTIR) en de massa van de rubberpartikels (bepaald via Pyr-GC/MS) in de bruto en netto emissies wel naast elkaar zetten. Een belangrijke kanttekening hierbij is wel dat deze data verzameld werden met andere analysetechnieken, waardoor de vergelijking met de nodige voorzichtigheid moet gebeuren. Dit gebeurt in Tabel 18 op het niveau van de 11 bekkens van Vlaanderen. Hierin is te zien dat de ingeschatte massa rubberpartikels vanuit de bron bandenslijtage vele malen groter is dan de massa microplastic vanuit huishoudelijk afvalwater in zowel de bruto als de netto emissies. De verwijdering van microplastic tijdens het transport richting oppervlaktewater is ook hoger bij het huishoudelijk afvalwater (22 %) dan bij bandenslijtage (39 %). Dit komt overeen met een analyse die in een Deense

studie werd gemaakt. Daar concludeerden ze dat bandenslijtage verantwoordelijk was voor 55 % van de totale microplastic emissie naar het milieu, en dus een hele belangrijke rol speelt in microplastic vervuiling (Lassen et al., 2015).

Tabel 18: Bruto en netto emissies van microplastic (in kg) per bekken voor de bronnen huishoudelijk afvalwater en bandenslijtage

Bekken	Huishoudelijk afvalwater			Bandenslijtage		
	Bruto emissie	Netto emissie	Netto/ Bruto	Bruto emissie	Netto emissie	Netto/ Bruto
Bekken Brugse polders	183	40	22%	44 004	15 349	35%
Bekken Gentse kanalen	224	48	21%	39 534	15 350	39%
Beneden-Scheldebekken	696	98	14%	146 825	60 651	41%
Boven-Scheldebekken	92	32	35%	20 347	7 230	36%
Demerbekken	328	83	25%	74 451	27 061	3%6
Denderbekken	185	36	20%	33 292	12 842	39%
Dijlebekken	400	82	20%	108 705	42 936	39%
Ijzerbekken	158	38	24%	26 443	11 374	43%
Leiebekken	259	62	24%	50 995	20 400	40%
Maasbekken	206	32	16%	37 020	11 295	31%
Netebekken	317	72	23%	67 113	21 437	32%
Vlaanderen	3 049	623	20%	648 728	245 926	38%

5.3 Validatie van netto emissies in Vlaamse oppervlaktewater

5.3.1 Methodologie

Om de geschatte netto emissies die berekend werden in WEISS te valideren werd een vergelijking uitgevoerd op basis van de verzamelde gegevens in oppervlaktewateren in Vlaanderen (Sectie 2.3.1). In deze vergelijking worden de gemodelleerde (bruto en netto) emissies vanuit WEISS op basis van het jaargemiddeld debiet omgezet tot een concentratie die vervolgens vergeleken wordt met de gemeten concentratie. Aangezien geen informatie beschikbaar is over de concentratie rubber partikels in de omgeving, kan deze validatie voorlopig enkel uitgevoerd worden met de bron huishoudelijk afvalwater.

Selectie van bruikbare locaties

Om een relevante validatie uit te voeren werd een selectie gemaakt van de te gebruiken locaties. In de eerste plaats werd voor de 12 locaties met concentratiemetingen in het oppervlaktewater onderzocht of er een betrouwbare inschatting van het gehalte microplastic kon gebeuren en of er enigszins iets werd gemeten over de volledige staalname periode. Op basis hiervan vielen de locaties Watersportbaan (Gent) en Grote Nete (Balen) af. Vervolgens was de beschikbaarheid van jaargemiddelde debieten een aanvullende voorwaarde in het kunnen selecteren van de meetlocatie. Hiervoor maakte VMM gebruik van naburige stroomgebieden uit het meetnet oppervlaktewaterkwaliteit. Deze benadering maakt abstractie van de timing van hoogwatergolven, in de veronderstelling dat de meeste staalnames gebeurden tijdens laagwater, of toch minstens bij ‘gemiddelde afvoer’, eerder dan tijdens een hoogwater-piek. Deze benadering incorporeert de effecten van ‘gemiddelde’ stroomgebiedskenmerken, zoals bodemtype, bebossingsgraad, dichtheid van riviernetwerk, maar maakt abstractie van kleinschaligere verschillen, zoals bijvoorbeeld de

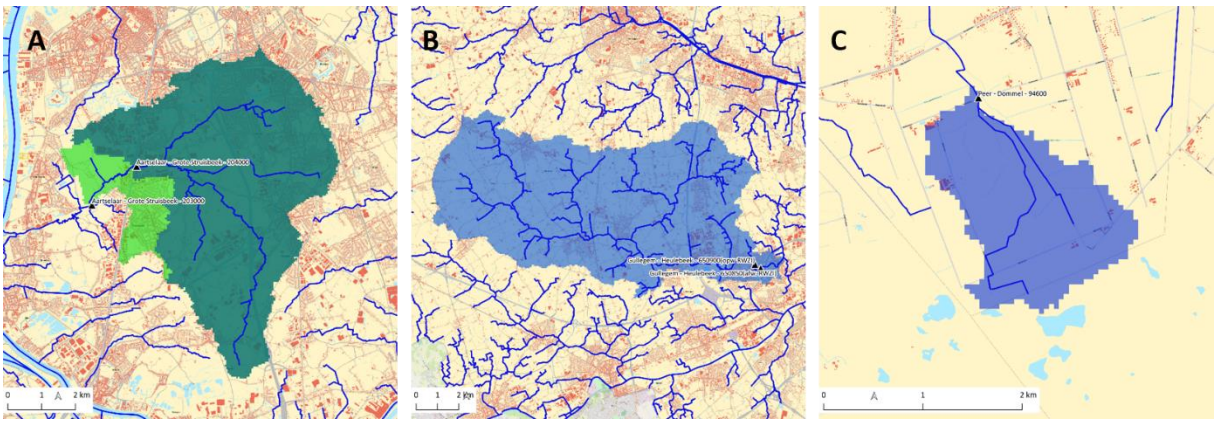
aanwezigheid van sterk bebouwde kernen (met versnelde afvoer), overstortwerking of lozingspunten van zuiveringsinstallaties of industrie. Jaargemiddelde debietsgegevens waren niet beschikbaar voor de locaties Lievegem (Oude Kale), Grimbergen (Tangebeek) (2 nabijgelegen locaties) en Houthulst (Koevaardeken).

Voor de 6 overgebleven locaties werd tenslotte het toelevergebied afgebakend aan de hand van de 'Tool toelevergebieden' die in kader van WEISS door VITO voor VMM werd ontwikkeld op basis van datasets van de Vlaamse Hydrografische Atlas (VHA). Het toelevergebied ter hoogte van de meetlocatie in de Zenne in Eppegem bleek ook een deel van Brussel te omvatten, waardoor het niet geschikt is om met WEISS resultaten te gaan vergelijken. In Gullegem werd op de Heulebeek zowel een microplastic concentratie stroomopwaarts en stroomafwaarts van de RWZI gemeten. Aangezien deze meetlocaties zich ter hoogte van hetzelfde VHA-segment bevinden en bijgevolg éénzelfde toelevergebied hebben, kon het effect van de RWZI hier niet onderzocht worden en werden de meetgegevens hier gecombineerd. Zo werden er uiteindelijk vier meetlocaties weerhouden waarbij de metingen vergeleken konden worden met de modelresultaten uit WEISS. Deze vier locaties (Tabel 19) worden met hun toelevergebied geïllustreerd in Figuur 43.

In Aartselaar en Gullegem vonden 3 staalnames plaats op een dag met een droog periode en ook drie in een periode met meer neerslag. In de Dommel te Peer werd enkel in droge omstandigheden bemonsterd. Bij Gullegem worden de concentratiemetingen voor en na het RWZI gecombineerd.

Tabel 19: Overzicht van de geselecteerde locaties en het aantal geschikte meetgegevens

Locatie	Locatie t.o.v RWZI	Waterloop	Oppervlak toelevergebied	Aantal staalnames	Aantal significante meetgeg. droog weertype	Aantal significante meetgeg. nat weertype
Aartselaar	Opwaarts	Grote Struisbeek	3 642 ha	6	2	2
Aartselaar	Afwaarts	Grote Struisbeek	4 182 ha	6	2	1
Peer	Niet	Dommel	264 ha	3	3	0
Gullegem	Op- en afwaarts	Heulebeek	9 018 ha	12	4	5



Figuur 43: Toelevergebieden van de meetlocaties in (A) Aartselaar (op en afwaarts van de RWZI), (B) Gullegem en (C) Peer.

Methode voor validatie

De vergelijking gebeurde zowel op vlak van massa (Tabel 21) als op vlak van aantal deeltjes (Tabel 22). Omwille van de analysemethode werd enkel de bron huishoudelijk afvalwater vanuit WEISS in rekening gebracht. De gekarteerde bruto en netto emissies (Sectie 5.2.1) worden hier geaggregeerd per toelevergebied en omgezet naar een concentratie op basis van het jaargemiddeld debiet.

De vergelijking tussen de modelresultaten van WEISS en de metingen zullen telkens een score toegekend krijgen (Tabel 20). Deze scores en de gekoppelde betekenis zijn gebaseerd op eerder validatiewerk in kader van WEISS.

Bij scores A en B zijn de modelresultaten vanuit WEISS een onderschatting ten opzichte van de meting. Bij score C zitten de cijfers in dezelfde grootteorde en bij score D wordt er vanuit WEISS veel meer ingeschat ten opzichte van de meting.

Om met de variatie en het verschil tussen droge en natte omstandigheden rekening te houden, zal de vergelijking tussen gemeten en gemodelleerde concentratie zowel gebeuren op basis van de minimale, de gemiddelde als de maximaal gemeten concentratie.

Tabel 20: Betekenis van de scores die gehanteerd worden bij het valideren van WEISS modelresultaten

Klasse	Criterium	Omschrijving
A	Bruto/Q < 0.2*Meting	Onderschatting bruto vracht (berekende concentratie < meting)
B	Netto/Q < 0.2*Meting	Onderschatting berekende concentratie obv netto vracht (<< meting)
C	0.2*Meting ≤ Netto/Q ≤ 5*Meting	Berekende concentratie obv netto vracht in grootte-orde van meting (factor 1/5 tot 5)
D	Netto/Q > 5*Meting	Overschatting berekende concentratie obv netto vracht (>> meting)

5.3.2 Resultaten van de vergelijking voor massa microplastic

De minimaal gemeten microplastic concentratie in de vier geselecteerde locaties was 0 g/L, wat uiteraard zorgt voor score D, een overschatting van de WEISS netto emissies (Tabel 21). Als we naar de gemiddelde gemeten concentratie kijken in gram microplastic per liter, dan merken we een sterke onderschatting van de WEISS modelresultaten voor de meest stroomopwaarts gelegen locatie aan de Grote Struisbeek in Aartselaar (nummer 204000) en bij de Dommel te Peer. Meer stroomafwaarts langs de Grote Struisbeek (nummer 203000) komen de meetgegevens wel goed overeen met de inschatting vanuit WEISS (Tabel 21).

Tabel 21: Vergelijking van modelresultaten WEISS met meetgegevens oppervlaktewater voor wat betreft de massa van microplastic

Locatie	VMM code locatie	Waterloop		Gemeten conc (g/l)	Berekende bruto concentratie WEISS (g/l)	Berekende netto concentratie WEISS (g/l)	Berekend bruto/ meting	Berekend netto/ meting	SCORE
Aartselaar	204000	Grote Struisbeek	MIN	0	3,093E-06	2,183E-07			D
			AVG	2,275E-05	3,093E-06	2,183E-07	0,136	0,010	A
			MAX	9,034E-05	3,093E-06	2,183E-07	0,034	0,002	A
Aartselaar	203000	Grote Struisbeek	MIN	0	2,946E-06	2,570E-07			D
			AVG	1,455E-07	2,946E-06	2,570E-07	20,239	1,766	C
			MAX	4,366E-07	2,946E-06	2,570E-07	6,746	0,589	C
Peer	94600	Dommel	MIN	0	1,807E-08	1,807E-08			D
			AVG	5,409E-07	1,807E-08	1,807E-08	0,033	0,033	A
			MAX	1,621E-06	1,807E-08	1,807E-08	0,011	0,011	A
Gullegem	650850 + 650900	Heulebeek	MIN	0	2,379E-06	6,745E-07			D
			AVG	7,948E-08	2,379E-06	6,745E-07	29,938	8,487	D
			MAX	3,806E-07	2,379E-06	6,745E-07	6,252	1,772	C

5.3.3 Resultaten van de vergelijking voor aantal microplastic deeltjes

Op basis van het gemiddeld aantal deeltjes per L is er enerzijds een sterke onderschatting vanuit WEISS voor de Dommel in Peer (wel enkel in droogweer gemeten dus de gemeten concentraties kunnen hier minder representatief zijn) en een beperkte onderschatting voor het meest stroomopwaarts gelegen meetpunt van de Grote Struisbeek in Aartselaar (de gemodelleerde bruto concentratie is wel hoger dan de meting, maar de gemodelleerde netto concentratie ligt onder de meting). Voor de twee overige locaties zitten de gemeten aantallen per liter in dezelfde grootteorde als de gemodelleerde netto cijfers vanuit WEISS (Tabel 22).

Tabel 22: Vergelijking van modelresultaten WEISS met meetgegevens oppervlaktewater voor wat betreft het aantal deeltjes microplastic

Locatie	VMM code locatie	Waterloop		Gemeten aantal/l	Berekend aantal/l bruto WEISS	Berekend aantal/l netto WEISS	Berekend bruto/ meting	Berekend netto/ meting	SCORE
Aartselaar	204000	Grote Struisbeek	MIN	0	2,738	0,199			D
			AVG	1,664	2,738	0,199	1,646	0,120	B
			MAX	4,813	2,738	0,199	0,569	0,041	B
Aartselaar	203000	Grote Struisbeek	MIN	0	2,608	0,252			D
			AVG	0,132	2,608	0,252	19,822	1,919	C
			MAX	0,395	2,608	0,252	6,607	0,640	C
Peer	94600	Dommel	MIN	0	0,016	0,016			D
			AVG	0,365	0,016	0,016	0,044	0,044	A
			MAX	0,912	0,016	0,016	0,018	0,018	A
Gullegem	650850 + 650900	Heulebeek	MIN	0	2,106	0,610			D
			AVG	0,179	2,106	0,610	11,795	3,417	C
			MAX	0,528	2,106	0,610	3,988	1,155	C

5.3.4 Betrouwbaarheid van het model

De inschatting van WEISS is op verschillende plaatsen nog onvoldoende en resulteert in een over- of onderschatting van de emissies ten opzichte van de werkelijk gemeten concentraties. Een aantal mogelijke verklaringen hiervoor zijn:

- Voorlopig kon, door de beperkte gegevens, enkel de bron huishoudelijk afval worden ingesloten in deze studie. Het is vanzelfsprekend dat dit niet de enige mogelijke bron van microplastic in het oppervlaktewater is. Andere bronnen zoals bandenpartikels maar ook instroom van industrie, zwerfvuil en anderen kunnen belangrijk zijn en zouden in de toekomst ingesloten kunnen worden in WEISS. Meer onderzoek naar de bronnen van microplastics in ons afvalwater zal de prestatie en validatie van het WEISS model ten goede komen en veel informatie kunnen bieden over het belang van de verschillende bronnen.
- In de Dommel in Peer werd enkel in droogweer omstandigheden gemeten, dit op zich kan zorgen voor een andere flux in het water wat de concentratie van microplastics kan beïnvloeden.
- De berekende netto emissies vanuit WEISS geven een ruwe inschatting van de volledige vracht microplastics die op een bepaalde locatie in de waterlopen terecht zal komen. Er wordt echter geen rekening gehouden met verticale en horizontale bewegingen van plastics in de waterkolom waaronder, transport met de stroming, bezinking naar het sediment, enz. Dit kan zorgen voor een overschatting in de WEISS netto berekening ten opzichte van de metingen. Daarom werken we bij voorkeur met bovenstrooms gelegen toelevergebieden van een beperkte omvang omdat deze processen zich hier nog niet sterk hebben voorgedaan. Voor het grootste meegenomen toelevergebied van de Heulebeek in Gullegem zou dit ‘verlies’ in het oppervlaktewater omwille van bezinking zeker een verklaring kunnen zijn voor de overschatting vanuit WEISS op basis van massa. Echter hebben we hier op basis van de maximaal gemeten concentratie en op basis van het aantal partikels wel een goede overeenkomst met de modelresultaten.

Desondanks slagen we er toch in om op een aantal plaatsen een goede inschatting te maken (score C) wat vertrouwen geeft voor de methode en het belang bij toekomstig onderzoek.

5.4 Conclusie

De integratie van microplastic vervuiling via huishoudelijk afvalwater en bandenpartikels in het WEISS model stelt ons in staat om op basis van beperkte gegevens een extrapolatie naar Vlaanderen te maken om het belang van deze bronnen in te schatten. Deze oefening vormt een eerste verkenning voor het gebruik van WEISS en de resultaten geven vertrouwen dat dit model een belangrijke rol kan spelen bij het inschatten van het belang van verschillende bronnen van microplastics en hun netto emissie naar de omgeving in toekomstig onderzoek. Uiteraard is er veel meer data nodig om enerzijds verschillende bronnen, zoals zwerfvuil, atmosferische depositie en industrie, te kunnen integreren en anderzijds om de onzekerheid op de bestaande metingen te verlagen.

Na doorrekening in WEISS blijken de Vlaamse netto emissies van microplastic vanuit huishoudens 623 kg te zijn en vanuit de bron bandenslijtage 256 ton.

Het gebrek aan een actieve zuivering van het huishoudelijk afvalwater van 13 % van de Vlaamse bevolking blijkt een belangrijk aandeel te hebben in de netto emissie van huishoudelijk afvalwater naar het milieu. Belangrijk is wel dat we voorlopig enkel over gegevens beschikken van de zuiveringsrendementen van rioolwaterzuiveringsinstallaties, de zuivering efficiëntie van een IBA en de sedimentatie van plastics tijdens transport bij huishoudens zonder aansluiting op de riolering is nog onduidelijk en moet verder onderzocht worden.

De emissie van partikels afkomstig uit bandenslijtage blijkt echter wel substantieel te zijn. Mitigatiemaatregelen kunnen zich voordoen ter hoogte van de bron, maar ook tijdens het transport richting oppervlaktewater. Ingrepen ter hoogte van de banden zelf zijn complex omdat de frictie tussen banden en de weg net essentieel is om veilig met de wagen te kunnen rijden. Bovendien spelen externe factoren zoals rijgedrag, weersomstandigheden en kenmerken van het wegdek een belangrijke rol in de hoeveelheid geproduceerde microplastic (Baensch-Baltruschat et al., 2020; Wagner et al., 2018). Maatregelen ter hoogte van het transport richting oppervlaktewater kunnen onder meer gericht zijn op het opvangen en zuiveren van het *run-off* water door installatie van filters, bezinkingsbekkens of een gecontroleerd onderhoud van de wegen. In het European TRWP platform wordt sinds 2018 hier verder onderzoek naar gedaan.

Voor de bron bandenslijtage zou verder onderzoek moeten gebeuren naar de variatie in functie van voertuigtype, wegdekmateriaal en rijomstandigheden. Zo kunnen metingen langs niet-autosnelwegen meer inzicht geven in het effect van extra remgedrag op de productie van microplastic door bandenslijtage. Metingen langsheen een transect dwars op de autosnelweg kunnen ook meer onderbouwing geven aan het aandeel microplastic dat effectief in oppervlaktewater terechtkomt na *run-off* (op basis van literatuur veronderstellen we momenteel 50%) en kennis geven over aanvullende ingrepen die zouden kunnen plaatsvinden om meer afspoelende microplastic te gaan capteren alvorens ze in het oppervlaktewater terechtkomen. We verwachten ook een belangrijke rol voor bezinkingsbekkens langs de autosnelweg, maar dit zou ook nog verder onderzocht moeten worden. Tenslotte blijken snelwegbermen op basis van literatuur een grote hoeveelheid afspoelende microplastic te vangen (Hillenbrand et al., 2005). Dit zou door een analyse van de aanwezigheid van microplastic in het bodemprofiel van snelwegbermen verder bevestigd kunnen worden.

Bovenstaande cijfers en berekeningen zijn gebaseerd op een beperkte set van eerste meetgegevens over microplastic in Vlaanderen. Zo werd er bv. voor het zuiveringsrendement gemeten bij zes RWZI's, voor de emissiefactor huishoudens bij vier KWZI's en voor de emissiefactor van bandenslijtage op vijf

locaties langsheen de autosnelweg in Vlaanderen. Deze data moet dus met de nodige omzichtigheid geïnterpreteerd worden, ook al toont de standaardafwijking bij de analyse ter hoogte van de RWZI en de bandenslijtage dat er op zich relatief weinig variatie zat tussen de resultaten van de verschillende meetlocaties. Ook de vergelijking tussen de WEISS modelresultaten en metingen in oppervlaktewater gaven een overwegend positief beeld.

Aanvullende meetcampagnes en het uitbreiden van de bestaande dataset rond microplastic concentraties is sterk aanbevolen. Een stijging in data zou volgende effecten kunnen hebben op het WEISS model:

- Minder onzekerheid over de zuiveringsrendementen en emissiefactoren
- Verfijning van de verschillende deelstromen. Zo zou er bijvoorbeeld de mogelijkheid zijn om RWZI-specifieke zuiveringsrendementen te implementeren
- Meer data zou de mogelijkheid bieden om de plastics niet meer als 1 groep contaminanten te beschouwen maar op te delen in verschillende polymeertypes en verschillende grootteklassen. Dit kan een enorme meerwaarde hebben in toekomstige WEISS modellen omdat deze verschillende plastics zich heel anders kunnen gedragen tijdens transport en resulteren in polymeer-specifieke of grootte-specifieke emissies. Wat dan weer belangrijk kan zijn voor de inschatting van het effect van microplastic vervuiling op aquatische organismen.

We kunnen besluiten dat er in deze studie heel mooie eerste stappen gezet zijn om voor een selectie van bronnen een inschatting te maken van de productie van microplastic in Vlaanderen en van het aandeel microplastic dat vanwege deze emissiebronnen in het oppervlaktewater terechtkomt. Verder onderzoek is nodig om de gebruikte kengetallen robuuster te maken, ze te verfijnen en om een volledig overzicht te krijgen van alle relevante bronnen van microplastic voor Vlaanderen.

In het kort…

Hoeveel microplastic deeltjes produceren wij zelf in ons dagelijks leven, en hoeveel hiervan komen er mogelijks in het milieu?

- In Vlaanderen komt er naar schatting 3.049 kg microplastics in ons afvalwater terecht waarvan 20 % (623 kg) in het oppervlaktewater terecht zal komen.
- Via bandenslijtage worden naar schatting 649 ton bandenpartikels geproduceerd in Vlaanderen waarvan naar schatting 38 % of 246 ton in het oppervlaktewater terecht zullen komen.

Kunnen we algemenere voorspellingen voor heel Vlaanderen maken op basis van deze resultaten?

- Op basis van het gebruikte WEISS model zijn we in staat om een aantal eerste preliminaire stappen te zetten naar een extrapolatie voor Vlaanderen. ER is echter nog meer data nodig om de kengetallen robuuster te maken en de onzekerheid te verminderen.

Hoofdstuk 6: Risico's van microplastic verontreiniging

Is dit nu erg? Zijn de gevonden concentraties te hoog?
Moeten we ons zorgen maken over de microplastic vervuiling in Vlaanderen?
Wat voor effecten hebben microplastics?
Is dit gevaarlijk voor de mens?

In deze studie werd tot nu toe gefocust op het aantal en het type plastics die in de verschillende compartimenten van onze omgeving werden teruggevonden. Maar wat betekent dit nu voor de (zoetwater)organismen, aquatische ecosystemen en de mens die met microplastics in contact komen? Aanwezig zijn, de blootstelling dus, alhoewel ongewenst, is op zich onvoldoende om risico's van microplastics voor de mens (en het milieu) te bepalen. Welke effecten treden op na blootstelling aan microplastics, en vanaf welke concentraties treden deze effecten op? In deze studie lag de focus niet op het bestuderen van de effecten van microplastic blootstelling voor mens en milieu. In een eerste stap, bekijken we de geobserveerde effecten beschreven in de wetenschappelijke literatuur. Vervolgens bekijken we of de huidige microplastic concentraties in onze Vlaamse waterlopen een risico vormen voor het milieu. De risicotoetsing vormt het sluitstuk van de risico-evaluatie, waarbij de informatie van vastgestelde dosis-effectrelaties gecombineerd wordt met de informatie uit de blootstellingsanalyse om zodoende een uitspraak te doen over de te verwachten risico's.

6.1 Blootstelling van aquatische organismen aan microplastics

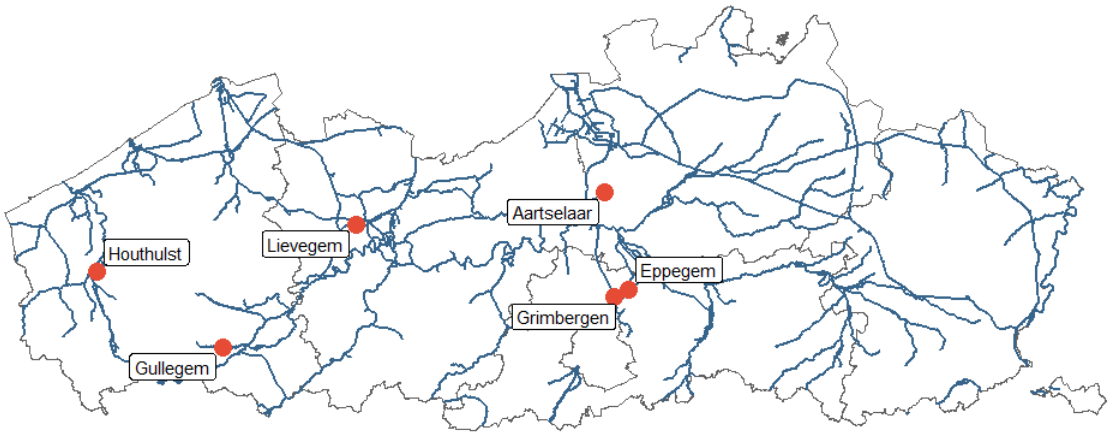
In de vorige hoofdstukken werd aangetoond dat microplastics overal in het milieu voorkomen: in het water, in de sedimenten, op de wegen en zelfs in de lucht. Wat betekent dit voor de aanwezige diersoorten in het aquatisch milieu? Gezien zij blootgesteld worden aan plastic partikels in hun omgeving, is het eventueel mogelijk dat zij microplastics opnemen en negatieve effecten ervaren? Het doel van het volgend deel van het onderzoek was om een eerste indicatie te geven over de microplasticverontreiniging in biota[26] in Vlaanderen.

6.1.1 Methodologie

Op zes locaties (Figuur 44) in Vlaanderen werden biota bemonsterd en werd de microplastic concentraties aanwezig in deze organismen bepaald. De geselecteerde aquatische soort was de rode (dans)mug (*Chironomus* spp.) waarvan de larven werden bemonsterd. Deze soort werd geselecteerd omwille van hun algemene verspreiding en brede habitatvoorkeur en omdat zij één van de meest dominante bentische groepen vertegenwoordigen. Daarnaast werd op 1 locatie (Grote Struisbeek, Aartselaar) ook vlokreeftjes (*Gammarus* spp.) bemonsterd en geanalyseerd op aanwezigheid van microplastics. Bentische[27] zoetwater arthropoden verdienen deze speciale aandacht omdat deze organismen potentieel blootgesteld worden aan hoge microplastics concentraties in sedimenten. De stalen voor biota analyse werden verzameld met behulp van een BBI staalname net (maaswijdte 500 µm) of een Van Veen grijper, afhankelijk van de diepte van de waterloop. Het gecollecteerde materiaal werd in een inox emmer overgebracht en gekoeld naar het labo getransporteerd (4 - 10 °C). Uit deze biota-stalen werden (idealiter) 50 muggenlarven of 30 vlokreeftjes per staal gesorteerd en deze organismen werden verder geanalyseerd (digestie en extractie). Er werd naar de aanwezigheid van microplastics gezocht met behulp van FTIR spectroscopie. Een uitgebreide beschrijving van de

[26] *Biota: alle levende organismen (planten en dieren) die in een bepaald gebied gevonden worden*
[27] *Bentische organismen zijn organismen die op de bodem leven.*

gebruikte staalname methoden, analytische technieken en kwaliteitscontrole kan teruggevonden worden in Deelrapport 1 (www.vmm.be/publicaties).



Figuur 44: Geselecteerde staalnamelocaties voor bepaling van de microplastic concentratie in biota.

6.1.2 Resultaten en bespreking van de resultaten

In de muggenlarven werden geen microplastics teruggevonden (detectielimiet: 25 µm). Additioneel werden ook 2 stalen met vlokreeftjes geanalyseerd, maar ook hier werden geen microplastics teruggevonden (detectielimiet: 25 µm). Nochtans werd in de studie van Nel et al. (2018), de eerste studie die *in-situ* de aanwezigheid en abundantie van microplastics in *Chironomus* spp. (Bloukrans rivier, Zuid-Afrika) onderzocht, wel microplastics teruggevonden in de range tussen 0 en 5,04 partikels per mg natgewicht (75% van alle *Chironomus* stalen bevatten microplastic s in de studie van Nel et al., 2018).

Dit wil niet noodzakelijk zeggen dat er geen partikels werden opgenomen door deze dieren, wel dat de mogelijks opgenomen microplastics kleiner zijn dan de detectielimiet van het FTIR toestel of deze snel door het gastro-intestinaal stelsel bewegen en opnieuw uitgescheiden worden door de organismen. Bovendien kunnen opgenomen microplastic deeltjes ook gefragmenteerd worden in het maagdarmstelsel van bepaalde diersoorten. Dit werd recent bijvoorbeeld nog aangetoond in het vlokreeftje (*Gammarus duebeni)* (Mateos-Cárdenas et al., 2020). Deze fragmentatie kan ervoor zorgen dat de partikels onder de detectielimiet van het FTIR toestel vallen en dus niet geïdentificeerd worden.

Ook in België werd reeds eerder gekeken naar de aanwezigheid van microplastics in aquatische organismen. De eerste studie over de opname van microplastics door zoetwaterorganismen in België werd in 2019 gepubliceerd (Slootmaekers et al., 2019). Deze studie onderzocht de aanwezigheid van microplastics in het spijsverteringskanaal van 78 riviergrondels afkomstig van 15 verschillende beken en rivieren in Vlaanderen. Uit deze studie bleek dat 9 % van de riviergrondels (*Gobio gobio*) ten minste 1 microplastic deeltje had opgenomen. Het hoogst aantal vissen die gecontamineerd waren met microplastics werden teruggevonden in de IJse rivier (Vlaams-Brabant). Dit kan als een bevestiging gezien worden van het feit dat microplastics kunnen worden opgenomen door de aanwezige biota. In het marien milieu is reeds uitvoerig aangetoond dat microplastics kunnen opgenomen door diverse soorten. Onderzoek op de blauwe mossel (*Mytilus edulis)* en de zeepier (*Arenicola marina)* aan de Frans-Belgische-Nederlandse kust bijvoorbeeld heeft aangetoond dat deze organismen respectievelijk gemiddeld 0,2 en 1,2 microplastics per gram bevatten (Van Cauwenberghe et al., 2015a). Bovendien toonde Devriese et al. (2015) aan dat ook 63 % van de grijze garnalen (*Crangon crangon*) uit de Noordzee microplastics bevatten (met een gemiddelde van 0,68 ± 0,55 MP per g natgewicht.

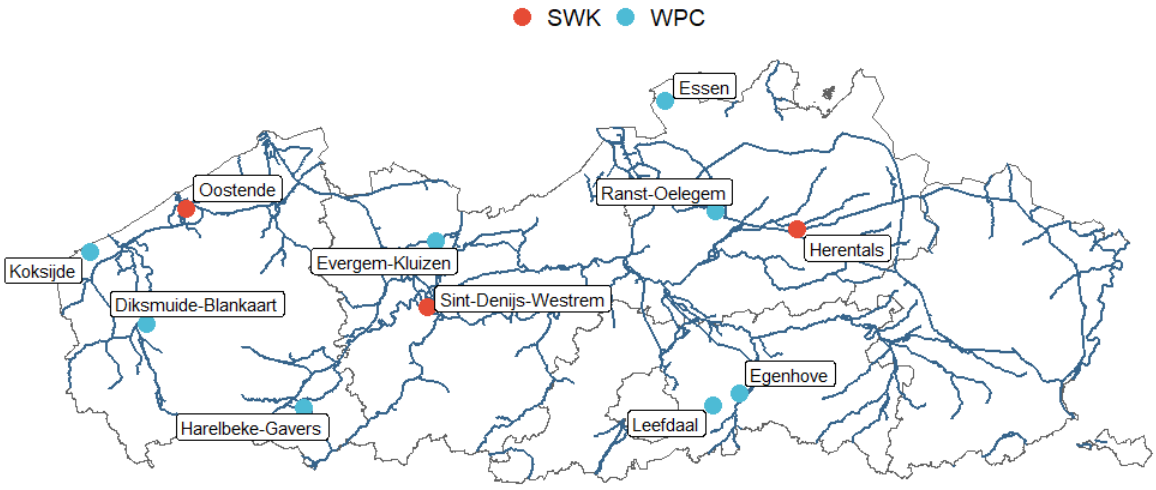
6.2 Blootstelling van de mens aan microplastics in het drinkwater

Ook mensen kunnen microplastics opnemen via het voedsel en het drinkwater. Het doel van het volgend deel van het onderzoek was om een eerste indicatie te krijgen over de microplasticverontreiniging in het drinkwater (kraantjeswater) in Vlaanderen en zo de blootstelling van de mens via deze route te bestuderen.

6.2.1 Methodologie

Voor dit onderdeel werden acht drinkwaterproductiecentra (WPC) geselecteerd verspreid over Vlaanderen (Figuur 45). Zowel WPC's die gebruik maken van grondwater als van oppervlaktewater werden bemonsterd. Er werden ook stalen verzameld in het WPC in Torreele, waar men gebruik maakt van gezuiverd afvalwater (effluent RWZI) om, na extra zuiveringsstappen, drinkwater te produceren.

Bijkomend werden ook op 3 locaties stalen genomen aan stad waterkranen (SWK) waarbij leidingwater geanalyseerd werd op aanwezigheid van microplastics (Figuur 45)



Figuur 45: Geselecteerde locaties voor onderzoek naar de microplastic in drinkwater. SWK: Stadswaterkranen, WPC: Waterproductiecentra.

Ongeveer 300 L water werd gefilterd door een aan de kraan bevestigd filtreersysteem dat voorzien werd van een roestvrij stalen-filterplaat voorzien van een cellulose nitraat filter met poriegrootte 8 µm. Met een debietmeter werd informatie over het debiet (begin, midden, einde) en de druk op de kraan verzameld. Een uitgebreide beschrijving van de gebruikte staalname methoden, analytische technieken en kwaliteitscontrole kan teruggevonden worden in Deelrapport 1 (www.vmm.be/publicaties).

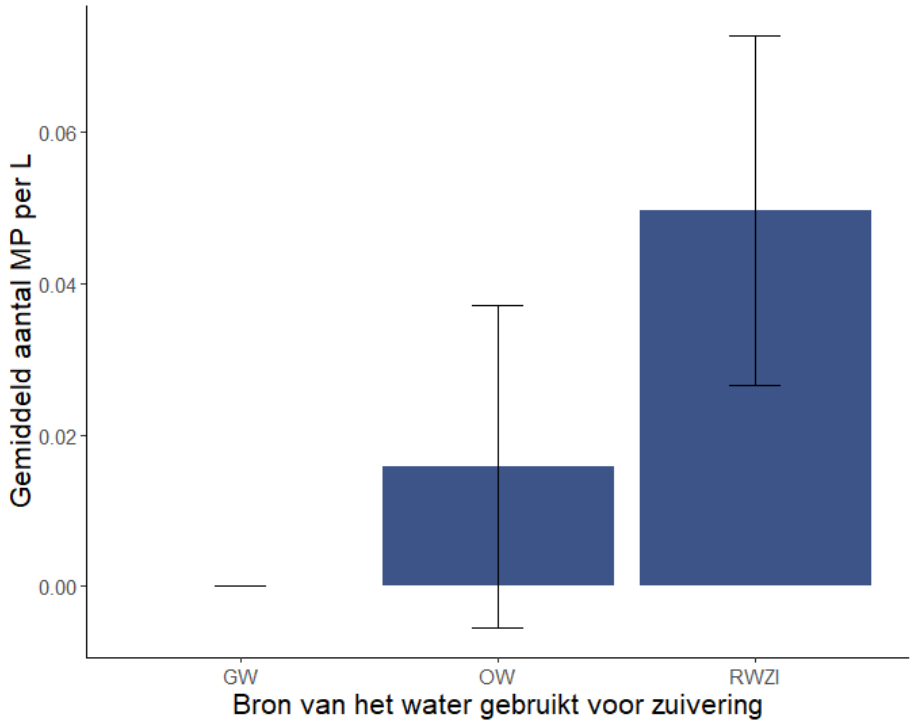
6.2.2 Resultaten en bespreking van de resultaten

Waterproductiecentra

Er werden gemiddeld 0,02 ± 0,03 MP per liter drinkwater teruggevonden in de stalen genomen in de waterproductiecentra (Figuur 46). In drie zuiveringsinstallaties – Essen, Egenhove en Gavers – werden geen partikels teruggevonden. Er werd variatie tussen verschillende locaties geobserveerd: van geen microplastics (minimum microplastic concentratie = 0 MP per L), tot een maximum van 0,06 MP per L.

De geselecteerde zuiveringsinstallaties gebruiken verschillende bronnen van water om tot drinkwater te komen. Er zijn vier installaties die oppervlaktewater gebruiken, drie die grondwater gebruiken en

de installatie in Torreele gebruikt water afkomstig van RWZI effluent. De installaties die grondwater gebruiken vertegenwoordigen zowel centra die diep of ondiep grondwater oppompen met al dan niet een extra zuiveringsstap. Wanneer we kijken naar de microplastic concentratie volgens de oorsprong van het water (OW, GW en RWZI water) zien we wel verschillen tussen de diverse "bronnen". Drinkwater geproduceerd uit grondwater bevat geen microplastics. Deze uit RWZI water bevat meer microplastics (0,05 ± 0,02 MP/L) dan drinkwater afkomstig van oppervlaktewater (0,02 ± 0,02 MP/L).



Figuur 46: Gemiddelde concentratie (en standaard variatie) per type bronwater gebruikt voor de waterzuivering en drinkwaterproductie.

Na transformatie van de data (wegens ontbrekende normaliteit) zien we een statistische indicatie dat de bron van het water inderdaad een verschil kan geven in microplastic contaminatie (p = 0,0818). Door het lage aantal geanalyseerde stalen is het echter moeilijk een betrouwbare analyse uit te voeren. Meer data zou verzameld moeten worden om deze resultaten te bevestigen.

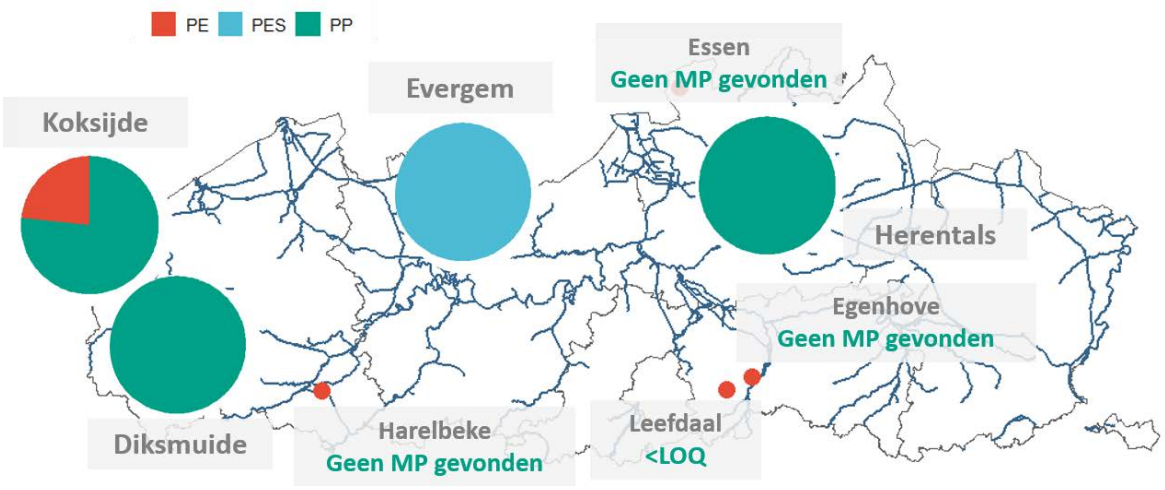
Het verschil in microplasticconcentratie is niet gecorreleerd met de waterdruk op de kraan, het debiet, de tijdsduur van de staalname en/of belading van de filters (i.e. het aantal filters die nodig was bij de staalname werd hiervoor als proxy gebruikt) (druk: cor[28] = 0,12; p = 0,7786; Debiet: cor = 0,60; p = 0,1504; belading: cor = -0,14; p = 0,729).

Eigenschappen van de microplastics in het drinkwater

PP is het meest voorkomende polymeertype (83.67 %) dat werd teruggevonden in het drinkwater na zuivering in waterproductiecentra. Hiernaast werden ook PE (14.29 %) en polyesters (PES) (2.04 %)

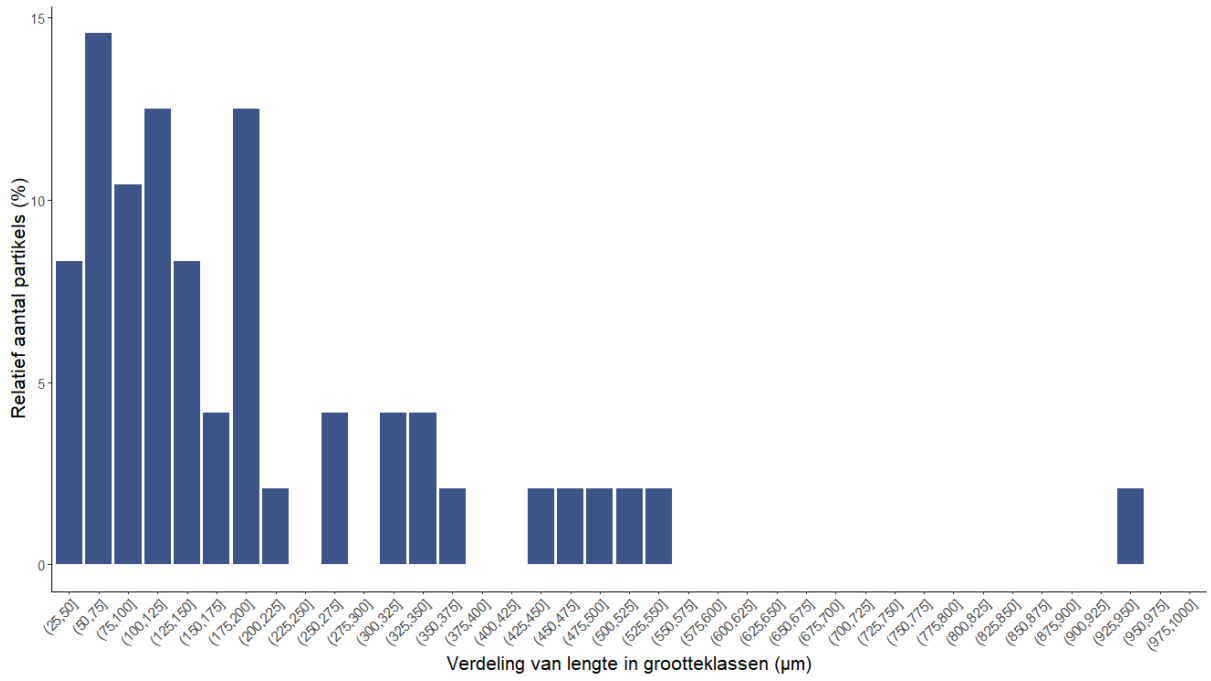
[28] *"Cor" staat voor de correlatie coëfficiënt die een indicatie geeft van de sterkte van een correlatie tussen twee variabelen. Hoe dichter deze coëfficiënt bij 1 ligt, hoe sterker de correlatie. Dit zegt echter niets over de significantie van deze correlatie, daarvoor moeten we naar de p-waarde kijken.*

teruggevonden. Andere polymeertypes komen niet voor in het geanalyseerde water. In de drinkwaterinstallatie in Kluizen werd enkel polyester teruggevonden, in de installaties Blankaert en Oelegem werd enkel PP teruggevonden. In Torreele werd een mix van PP en PE teruggevonden. PP werd teruggevonden in installaties die gebruik maken van de zuivering van oppervlaktewater en RWZI effluent water. Polyethyleen kwam enkel voor in de laatste (Figuur 47).



Figuur 47: Overzicht van de verschillende polymeertypes gevonden in verschillende waterproductiecentra (WPC). LOQ: Limit of quantification. PE: Polyethyleen, PES: polyester, PP: polypropyleen.

De grootteverdeling van de gevonden partikels toont dat de kleinste partikels in de hoogste concentratie voorkomen (Figuur 48).



Figuur 48: Grootteverdeling van de partikels gevonden in waterproductiecentra.

Stadswaterkraan

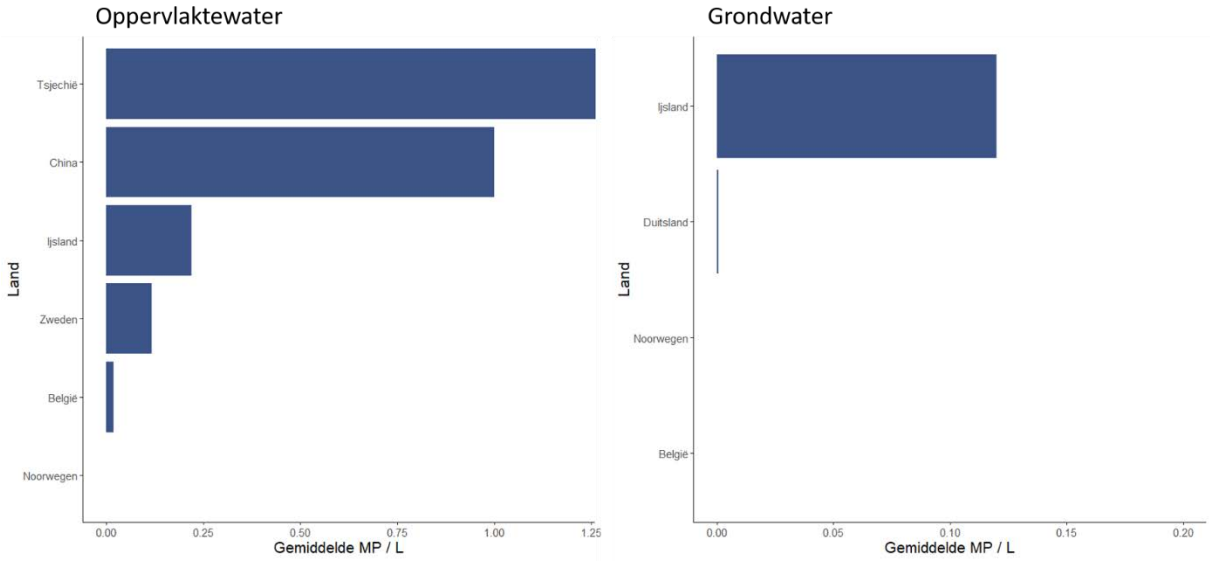
De staalname bij VMM Oostende (SWK) kon niet uitgevoerd worden door het kalkrijke water (veroorzaakte snelle verstopping van de filter waardoor er een te klein volume water gefilterd kon worden).

De stalen afkomstig van de stadswaterkranen in Herentals en Gent bevatten geen microplastics groter dan 25 µm.

Vergelijking met wetenschappelijke literatuur

Voor zover gekend, hebben reeds negen (*peer reviewed*) studies de aanwezigheid van microplastics in drinkwater onderzocht (in drinkwaterzuiveringsinstallaties, vergelijkbaar met onze WPC-staalname). Gerapporteerde concentraties varieerden van 0 tot meer dan 10.000 deeltjes L^{-1}. Gemiddelden varieerden van ongeveer 0,001 deeltje per L in een studie van drinkwater afgeleid van grondwater tot meer dan 1000 deeltjes per L in andere drinkwaterstalen. In Duitsland identificeerden Mintenig et al. (2019) microplastics in drinkwater - afkomstig van de zuivering van grondwater - van vijf verschillende drinkwater zuiveringsinstallaties. Zij vonden gemiddeld tot 0,0007 microplastic partikels per L terug. Een studie uitgevoerd in Tsjechië rapporteerde veel hogere contaminatie met plastics: i.e. 628 ± 28 MP per L; 95% van deze partikels waar zeer klein (tussen 1 en 10 µm). Indien we uit deze studie enkel rekening houden met de partikels > 10µm, dan bevatten dit Tsjechisch drinkwater 31,4 MP per L (Pivokonsky et al., 2018). Over het algemeen blijkt grondwater goed beschermd te zijn tegen partikel verontreiniging; dat observeren we ook in onze studie (Figuur 46). Door vergelijking met een aantal studies die drinkwaterzuiveringsinstallaties die gebruik maken van oppervlaktewater bestudeerd hebben, kunnen we stellen dat drinkwater afkomstig van vergelijkbare Vlaamse WPC eveneens zeer lage concentraties microplastics bevatten: in Noorwegen bijvoorbeeld werden geen plastics gedetecteerd (< LOQ) en Zweden werden 0,12 MP per L teruggevonden.

Wanneer we kijken naar leidingwater (staalname aan kranen in huishoudens, vergelijkbaar met onze SWK-staalname), waar iets meer gegevens over beschikbaar zijn, scoren we in Vlaanderen heel goed, vergelijkbaar met Denemarken (<LOD; Strand et al., 2018), Italië (0 MP per L; Kosuth et al., 2018), Noorwegen (< LOQ; Uhl et al., 2018) en Duitsland (0,45 MP per L; Weber et al., 2021). Het kraantjeswater in China lijkt het meeste microplastic deeltjes te bevatten hoewel hierbij de analysemethode voor een overschatting gezorgd zou kunnen hebben. In de Verenigde Staten stromen



Figuur 49: Vergelijking van onze resultaten met de resultaten uit de literatuur in zake microplastic onderzoek in drinkwaterproductiecentra die op basis van oppervlaktewater (links) of grondwater (rechts) werken. Bronnen oppervlaktewater: (Pivokonsky et al., 2018); (Wang et al., 2020); (McQuilkin et al., 2020); (Kirstein et al., 2021); (Uhl et al., 2018). Bronnen grondwater:(McQuilkin et al., 2020); (Mintenig et al., 2019). (Uhl et al., 2018). Belgie = deze studie in Vlaanderen.

er gemiddeld 9,24 deeltjes per L door de kranen. Belangrijk is hierbij dat er een enorme variatie op de metingen wordt gevonden wat de vergelijking moeilijk maakt. De vergelijking wordt weergegeven in Figuur 49.

Zoals reeds vermeld zijn de data rond microplastic contaminatie in drinkwater eerder schaars. Bovendien is de vergelijking niet gemakkelijk door het gebruik van uiteenlopende methoden om (1) stalen te verzamelen (o.a. verschillen in volumes, bulk sampling, filtratie) maar ook (2) identificatiemethoden en daaraan gekoppelde betrouwbaarheid en grootteklassen. Onderzoeken die dezelfde methode (FTIR/Raman spectroscopie) hanteerden voor microplastic analyse (en dezelfde grootteklasse rapporteerden) vonden geen microplastics in kraantjeswater (Uhl et al., 2018; Weber et al., 2021), net als in het leidingwater uit stadswaterkranen in Vlaanderen.

Het is belangrijk om deze (beperkte) microplastic contaminatie van ons drinkwater te kaderen in ons dagelijks leven (Koelmans et al., 2017). Gebaseerd op een standaardverbruik van 2 liter drinkwater per dag, schat de *World Health Organisation (*WHO) (WHO, 2019) een opname van 85 µg microplastics per dag via het drinkwater (kraantjeswater en flessenwater) in het meest extreme scenario (worst case scenario). Dit komt overeen met een opname van 1,4 µg microplastics per kg lichaamsgewicht per dag, gebaseerd op een standaard lichaamsgewicht van 60 kg voor een volwassene. Ter vergelijking, EFSA (2016) schatte de *worst case* opname van microplastics via consumptie van zeevruchten rond de 7 µg microplastic voor een portie mosselen van 225g.

Wat in andere wetenschappelijke onderzoeken wel werd waargenomen is dat de concentraties in leidingwater lager zijn dan de concentraties in flessenwater (water in plastic flessen). Gebaseerd op verschillende internationale studies (Kosuth et al., 2018; Mason et al., 2018; Schymanski et al., 2018; Wiesheu et al., 2016), berekenden Cox et al. (2019) een gemiddelde concentratie van 4,23 MPs per L in leidingwater en 94,37 MP's per L voor flessenwater. Ook Nor en collega's (2021) concludeerden uit hun studie dat flessenwater een belangrijke bron is voor inname van microplastics. Echter, in deze studie werd geen flessenwater onderzocht waardoor geen betrouwbare vergelijking gemaakt kan worden tussen Vlaams leidingwater en flessenwater.

6.3 Effecten en risico's van microplastic verontreiniging in het milieu

6.3.1 Geobserveerde effecten na microplastic blootstelling beschreven in de literatuur

Er is veel onduidelijkheid en dus speculatie over de mogelijke schade die microplastics kunnen veroorzaken voor mens en milieu. Om deze mogelijkse adverse effecten van micro- en nanoplastics te evalueren kunnen laboratoriumtesten uitgevoerd worden. Echter tal van zulke studies werden typisch uitgevoerd met één organisme dat dan als modelorganisme gebruikt wordt, met één type en vorm microplastic, met korte blootstellingstijden en onrealistisch hoge microplastics concentraties (bijv. 1000 tot miljoenen keer de concentraties die momenteel in het milieu gemeten worden). De uit deze testen gerapporteerde negatieve effecten zijn voornamelijk geassocieerd met ingestie van de microplastics. De fysische eigenschappen van de deeltjes (met name grootte en vorm) kunnen leiden tot obstructie van of schade van/aan het spijsverteringstelsel (GESAMP, 2015; Wright et al., 2013). Laboratoriumstudies toonden aan dat de opname van microplastics in aquatische organismen aanleiding kan geven tot interne verwondingen, nutritionele en metabolische problemen, veranderende of selectieve voedingspatronen en bijgevolg een verhoogde mortaliteit (Eerkes-Medrano et al., 2019). Na opname kunnen de microplastics bovendien vanuit het spijsverteringsstelsel getransporteerd worden aan andere weefsels of organen, waar ze ontstekingen (blauwe mossel (*Mytilus edulis*), von Moos et al., 2012) en tumorvorming (Japanse rijstvis (*Oryzias latipes*), Rochman et al., 2013) kunnen veroorzaken. Zoals vermeld dienen de resultaten van deze effectenstudies met de

nodige voorzichtigheid geïnterpreteerd worden en dienen ze in een juiste ecologische context geplaatst te worden (zie hieronder).

Naast het ingestieprobleem wordt in de literatuur aangehaald dat microplastics kunnen fungeren als vector (naar organismen) van hydrofobe organische polluenten (zoals persistente, bioaccumulatieve en toxische polluenten) of metalen die kunnen binden aan microplastics (Eerkes-Medrano et al., 2019). Bij de opname van microplastics kunnen deze polluenten in het organisme, en dus ook in het aquatisch voedselweb, terechtkomen. Er is tot op heden echter weinig bewijs voor dit ecologisch risico en daarboven moet deze blootstellingroute in perspectief geplaatst worden: verschillende studies toonden aan dat organische polluenten vaak even sterk of sterker binden aan (natuurlijke) gesuspendeerde sediment partikels dan aan microplastic partikels waardoor de blootstellingsroute van organismen via microplastics relatief minder belangrijk wordt (Koelmans et al., 2017; Teuten et al., 2007; Velzeboer et al., 2014). Echter dient er wel rekening gehouden te worden met chemische stoffen die verwerkt zijn in de microplastics, zoals weekmakers, die kunnen vrijkomen in het milieu. In hoeverre dit effecten teweeg brengt of tot hoge milieuconcentraties van additieven leidt, is echter nog niet duidelijk (Li, Liu, en Chen 2018).

De studie van Lei et al. (2018) die de effecten van diverse soorten microplastics (PA, PE, PP, PVC en PS) testte op 2 zoetwatersoorten (zebravis (*Danio rerio)* en de nematode *Caenorhabditis elegans*), kwam tot de conclusie dat het voornamelijk de grootte van de geteste microplastics en dus niet het type plastic (type polymeer) was die de toxiciteit bepaalt. Bijkomende studies naar de effecten van microplastics (en nanoplastics) op diverse species, alsook onderzoek naar verschil in de effecten in functie van de grootte, vorm en type van de nano- en microplastic partikels, zijn echter essentieel (SAPEA, 2019).

6.3.2 Risico's voor het milieu in Vlaanderen

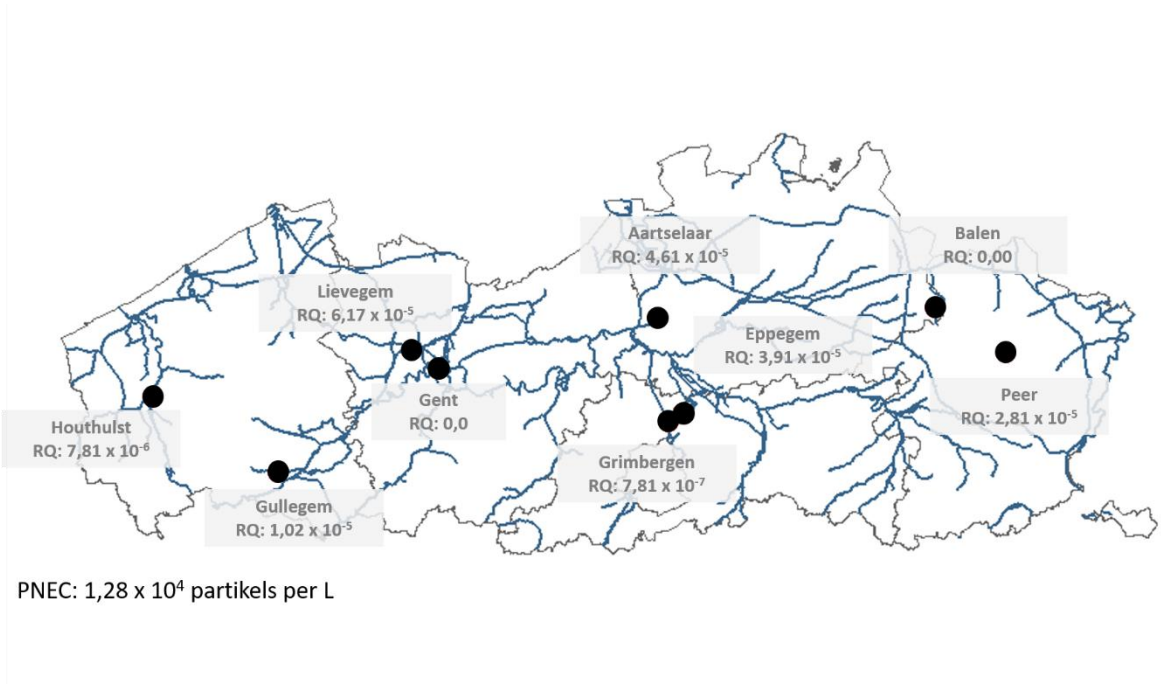
"De dosis maakt het gif", zoals verwoord in de 16^{e} eeuw door Paracelsus, de grondlegger van de toxicologie, geldt ook wat betreft microplastics. Niet enkel is de stof (type/aard) zelf van tel, maar ook de concentratie waaraan een organisme wordt blootgesteld. Het bepalen van de concentratie waarbij er negatieve effecten optreden (de dosis-effectrelatie) is dus van essentieel belang om het gevaar en de risico's van een stof (hier: plastics) te bepalen. Het concept van een risicobeoordeling voor het milieu of voor de menselijke gezondheid is gebaseerd op een risico-evaluatie, een vergelijking tussen de volgende twee criteria: enerzijds de effectieve blootstelling (concentratie in de omgeving) en anderzijds de hoogste concentratie waarbij er geen effecten voor het organisme waarneembaar zijn, een veilige drempelwaarde dus. Risico-evaluatie methoden worden wereldwijd gebruikt bij de evaluatie en het management van chemische stoffen. In de EU wordt dit gedaan in het kader van de REACH wetgeving voor de registratie, evaluatie en toelating van chemische stoffen (ECHA, 2003).

Het zogenaamde *risk quotient* (RQ) is de ratio van de gemeten of (geschatte) omgevingsconcentratie (MEC, *measured environmental concentration*) en een drempelwaarde voor het ecosysteem (PNEC). PNEC is de afkorting voor *predicted no effect concentration* of de milieuveilige drempelconcentratie van een bepaalde stof en wordt afgeleid uit beschikbare gegevens van toxiciteitstesten (laboratorium of veldexperimenten) met de betreffende stof en modelorganismen die als vertegenwoordiger voor een milieucompartiment gelden. Concreet geldt in de risico-evaluatie dat omgevingsconcentraties gelijk aan of lager dan PNEC in principe geen of een eerder gering negatief effect op het milieu hebben.

Er zijn reeds een aantal studies gepubliceerd die dergelijke PNECs voor microplastics in het zoetwatermilieu berekend hebben. In de studie van Adam et al. (2019) werd de $PNEC_{water}$ voor het oppervlaktewater berekend als het 5^{e} percentiel van een probabilistische *species sensitivity*

distribution (SSD[29]), gebaseerd op 53 datapunten van 14 verschillende zoetwatersoorten. Zij stellen een $PNEC_{water}$ waarde van 7,4 x 10^2 partikels per L voor. Burns en Boxall (2018) rapporteerden een $PNEC_{water}$ van 1,28 x 10^4 partikels per L (PNEC = HC5/5; gerapporteerde waarde van HC5[30] = 6,4 $*10^7$ MP m^{-3}) voor oppervlaktewateren, gebaseerd op toxiciteitsdata van 9 soorten (zowel zoetwater als mariene soorten). Zhang et al. (2020) rapporteerden een $PNEC_{water}$ voor zoet oppervlaktewater van 4,92 partikels per L eveneens gebruik makende van een SSD op basis van 11 zoetwatersoorten. Deze PNEC is opvallend lager in vergelijking met de andere twee referenties. Dit is te wijten aan de berekende SSD in deze studie: deze werd bepaald aan de hand van sommige effect data die (1) weinig ecologisch relevant zijn (cellulair niveau) en (2) die bovendien als twijfelachtig betrouwbaar beschouwd kunnen worden (omwille van onvolledige rapportage of design in de rapporterende studies). Deze studie kiest er bijgevolg voor om enkel de andere 2 PNECs (gerapporteerd door Adam et al. (2019) en Burns en Boxall (2018)) als relevante drempelwaardes te beschouwen.

Om na te gaan of er al dan niet een risico voor het milieu is in Vlaanderen, vergelijken we de metingen in oppervlaktewater van deze studie in Vlaanderen met de gerapporteerde drempelwaardes ($PNECs_{water}$) uit de literatuur. Voor alle oppervlaktewater stalen liggen de gerapporteerde concentraties (Figuur 50) lager dan de vermelde $PNECs_{water}$, wat duidt op een laag tot verwaarloosbaar risico voor het milieu.



Figuur 50: Berekende risico voor negatieve effecten van microplastics in het zoetwaterecosysteem in Vlaanderen. Gebaseerd op maximum $PNEC_{water}$ waarden gerapporteerd in de literatuur (Burns en Boxall, 2018). Wanneer de risk quotient (RQ) kleiner is dan 1 wordt het risico laag ingeschat, wanneer de RQ groter is dan 1 is er een risico op negatieve effecten.

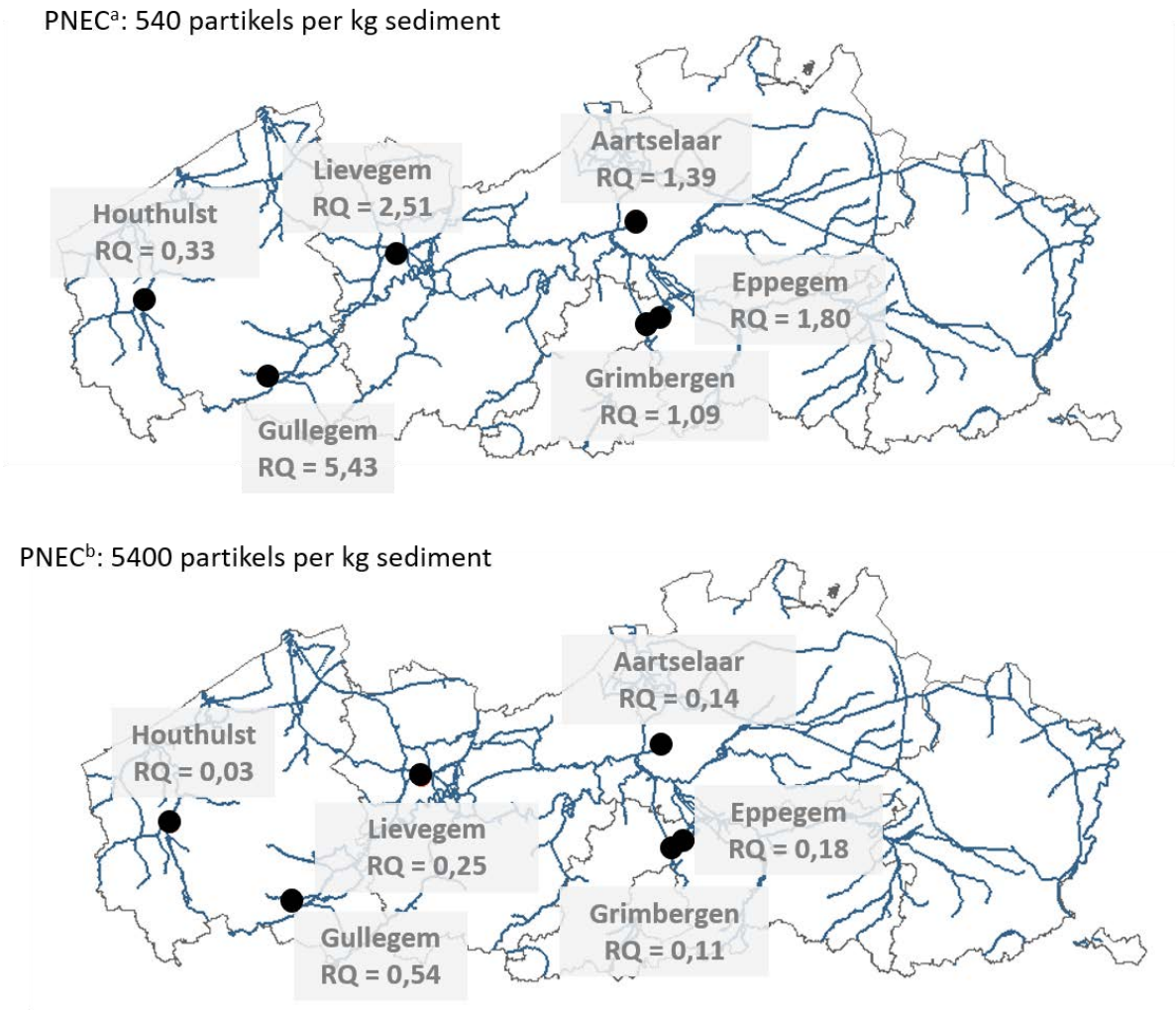
[29] *Species Sensitivity Distributions (SSD) is een belangrijke techniek in de ecotoxicologie om PNECs te bepalen. Verschillende soorten vertonen een verschillende gevoeligheid voor dezelfde toxicant. Die variatie tussen soorten kan worden beschreven door een statistische verdeling, op basis van data afkomstig van toxiciteitstesten op meerdere soorten (vissen, ongewervelde dieren en planten).*

[30] *HC5 (hazardous concentration) staat voor concentratie waarbij voor 5 % van de soorten negatieve effecten waargenomen worden. Deze HC kan afgeleid worden uit de SSD*

Sediment effect data zijn bijzonder schaars in de literatuur. Door dit tekort is onmogelijk om een $PNEC_{sediment}$ te bepalen via de constructie van een SSD; m.a.w. is geen enkele studie beschikbaar die een PNEC voor het sediment op die wijze bepaald heeft (Besseling et al., 2019). Van Cauwenberghe et al. (2015a) bepaalde een eerste $PNEC_{sediment}$ voor marien sediment van 540 partikels per kg sediment door de *no observed effect concentration* NOEC waarde voor de metabolic rate van de zeepier *Arenicola marina* (NOEC van 5.4×10^5 partikels per kg) te delen door een assessment factor[31] (AF) van 1000, conform de ECHA richtlijnen (ECHA, 2003).

Er is echter nog geen veilige drempelwaarde bepaald voor zoetwatersediment. Als we de PNEC (540 partikels per kg sediment) bepaald voor marien sediment, door zowel Van Cauwenberghe et al. (2015a) als Everaert et al. (2018), als *proxy* gebruiken, is voor zo goed als elke bemonsterde locatie (Figuur 51) de gemeten microplastic concentratie hoger dan de PNEC, wat zou duiden op een risico voor dit milieucompartiment. Echter, volgens de ECHA richtlijnen, wordt voor het zoetwater milieu een assessment factor (AF) van 100 gebruikt. Dit is een factor 10 minder streng in vergelijking met het marien milieu (i.e. 100 i.p.v 1000 bij gebruik van chronische ecotoxiciteitsdata). Dit zou betekenen dat we de $PNEC_{sediment}$ kunnen herschalen naar 5400 partikels kg^{-1} sediment waardoor het risico voor elke bemonsterde locatie eerder gering is (Figuur 51). Paradoxaal, en in tegenstelling tot de meeste andere toxicanten, is voor microplastic onderzoek de grootste onzekerheid i.v.m. de beschikbaarheid van toxiciteitsdata voor het zoetwater ecosysteem (en dus niet het mariene milieu, waar het microplastic onderzoek veel verder staat), waardoor men kan argumenteren dat een AF van 1000 hier toch eerder op zijn plaats is. Bovendien is de NOEC die gebruikt werd om de PNEC te bepalen, gebaseerd op een marien organisme. Er is dus dringend meer relevante effect data nodig voor zoetwaterorganismen om een relevante $PNEC_{sediment}$ te bepalen voor het zoetwaterecosysteem. Een risico voor het zoetwater sediment is in deze studie bijgevolg niet uit te sluiten.

[31] *Beoordelingsfactoren (Assessment factors, AF) spelen een belangrijke rol bij het beoordelen van de gezondheidsrisico's van een chemische stof. Het zijn getallen die de geschatte mate van onzekerheid weergeven wanneer experimentele gegevens uit modelsystemen (bijv. dierproeven) worden geëxtrapoleerd naar mens of milieu. Ze zijn dus essentieel bij het overbruggen van de kloof tussen toxicologische informatie, die wordt gegenereerd door studies met proefdieren, en de menselijke situatie of de situatie in het milieu. Voor elk type test, wordt een specifieke assessment factor voorgesteld door ECHA.*



Figuur 51: Berekende risico's op voor het zoetwater in Vlaanderen. Gebaseerd op gerapporteerde PNEC waarden met en zonder correctiefactor voor het zoetwatermilieu $PNEC_{sediment}^{a}$ Everaert et al., 2018; $PNEC_{sediment}^{b}$: Everaert et al. met herschaling voor zoetwater op basis van ECHA richtlijnen. Wanneer de risk quotient (RQ) kleiner is dan 1 wordt het risico laag ingeschat, wanneer de RQ groter is dan 1 is er een risico op negatieve effecten.

Er zijn slechts weinig studies die de risico's van microplastics in het zoetwatermilieu onderzocht hebben, waarmee we onze resultaten kunnen vergelijken. Zhang et al. (2020) concludeerde voor de microplastics contaminatie in de waterkolom van de Yongjiang rivier in China, dat enkel in uitzonderlijke situaties de veilig geachte concentratie (i.e. de PNEC), door hen berekend op 4920 partikels m^{-3}, overschreden wordt. Adam et al. (2018) voerden een preliminaire probabilistische risicobeoordeling m.b.v. een blootstellingsverdeling (probabiliteit) op basis van 391 gemeten microplastic concentraties in Azië, Europa en Noord-Amerika. Deze verdeling werd gedeeld door de PNEC verdeling om een risico quotiënt verdeling te bepalen voor de drie continenten. In deze studie werden geen ecologische risico's genoteerd voor Europese wateren (op basis van data uit Frankrijk, Zwitserland, Italië, Duitsland, Oostenrijk en Nederland). De wetenschappers vermelden dat voor Europa enkel microplastics bemonsterd werden groter dan 80 µm, waardoor het risico mogelijks onderschat wordt. De bekomen probabiliteitsverdelingen toonden aan dat risico's niet konden uitgesloten worden in Azië, waar 0.4% van de risico quotiënten een waarde hadden boven 1 (dus een risico vertoonden).

Meer holistische risicoschattingen m.b.t. microplastic verontreiniging bestaan wel voor het marien milieu (Everaert et al. 2018), waar de huidige, maar ook de toekomstige, milieuconcentraties vergeleken met de momenteel veilig geachte concentratie (i.e. PNEC). Everaert et al. (2018) berekenden PNEC waarden voor het pelagisch en het bentisch (inclusief litoraal) ecosysteem: respectievelijk op 6650 partikels m^{-3}, en 540 partikels kg^{-1} sediment. De auteurs concluderen dat de huidige mariene milieuconcentraties momenteel (i.e. anno 2020) geen negatieve effecten veroorzaken in mariene ecosystemen. Algemeen wordt gesteld dat er wereldwijd geen overschrijding is van deze veilige waarden in het marien milieu en bijgevolg wordt gesteld dat er geen tot zeer laag risico is (SAPEA, 2019). Everaert et al. (2018) voorspellen wel dat de veilig geachte concentratie (PNEC) in de tweede helft van deze eeuw overschreden zal worden voor microplastics op stranden of kustgebieden en dat rond 2100 de PNEC overschreden zal worden voor mariene sedimenten. Wanneer we deze bevindingen extrapoleren naar het zoetwatermilieu, verwachten we dat bentische organismen dus ook als eerste effecten kunnen ondervinden van de microplastic verontreiniging.

Hoewel de risicobeoordelingen in deze studie een eerste indicatie geven over de toestand in de Vlaamse waterlopen, moeten we wel een kritische blik werpen op deze berekeningen. Een eerste belangrijke kanttekening hierbij is dat de huidige metingen (i.e. concentratie bepalingen) in deze studie, maar ook in alle andere studies, gelimiteerd zijn door de detectielimiet van de gebruikte meetapparatuur. Partikels kleiner dan 25 µm worden niet/onvoldoende gedetecteerd in deze studie (door de limitatie van de beschikbare FTIR-methode) waardoor onze metingen onderschattingen zijn van het werkelijke aantal microplastics in het milieu. Bovendien zijn ook de rubberpartikels, afkomstig van bandenslijtage niet mee opgenomen in deze analyse (gezien deze niet door de FTIR gedetecteerd konden worden). Daarnaast zijn ook de PNEC waarden extreem belangrijk om wetenschappelijk onderbouwde kwaliteitsnormen te kunnen opstellen die effectief beschermend zijn voor het milieu. De waarde van de norm staat of valt met de betrouwbaarheid van de PNEC. Echter, de ecotoxiciteitsdata, waarop deze PNEC gebaseerd zijn, zijn moeilijk met elkaar te vergelijken omdat (1) de geteste partikels uiteenlopende groottes hebben (Burns en Boxall, 2018), (2) de plastic partikels variërende vormen hebben, die vaak zelfs niet beschreven worden (Koelmans et al., 2017), (3) de plastic partikels een wijde range aan polymeertypes bevatten met elk een typische fysicochemische samenstelling en eigenschappen (Koelmans et al., 2017), de (effect)concentraties in verschillende eenheden uitgedrukt worden (Koelmans et al., 2017) en (5) microplastic partikels zowel een primaire (gefabriceerd) als een secundaire (ontstaan door verwering) oorsprong kunnen hebben, wat een impact heeft op vorm en fysicochemische eigenschappen, zoals de uitloging van contaminanten (Koelmans et al., 2017). Bijvoorbeeld, de belangrijkste onderzochte polymeertypes in ecotoxicologische studies vertegenwoordigen slechts een kleine fractie van de meest teruggevonden microplastics in het milieu (Kawecki et al., 2018). Ook met bias rond de blootstelling in de testen zelf (al dan niet homogene blootstelling in experiment) wordt te weinig rekening gehouden in deze testen, alsook het effect van blootstellingsduur. Bijgevolg kan voor één modelorganisme een hele range aan effectconcentraties teruggevonden worden in de literatuur. Bijvoorbeeld voor de watervlo (*Daphnia magna)* is de range van toxiciteits data waaruit de PNEC bepaald wordt (NOECs) het grootst van alle geteste organismen, met een minimum van 2.5×10^{-2} µg L^{-1} en een maximum van 10^5 µg L^{-1} (Adam et al., 2018). Dit is trouwens een algemene bemerking in de literatuur (Duis and Coors, 2016b; Everaert et al., 2018; Li et al., 2018a): de huidige kennis omtrent effecten van microplastics is onvoldoende gekend om definitieve uitspraken te doen en er is bijgevolg meer onderzoek nodig om meer accurate drempelwaardes (i.e. PNECs) te definiëren.

Verder onderzoek zou ook het risico van de aanwezigheid van bandenpartikels op het milieu moeten in kaart brengen. Daar is momenteel nog onvoldoende data voor beschikbaar, ook al hebben recente studies hiervan de noodzaak aangetoond. Bijvoorbeeld Tian et al. (2020) toonden aan dat de

concentraties van 6PPD-quinone, een oxidatieproduct van quinone, in de stedelijke waterlopen in de Pacific Northwest, VSA de veilige drempelwaarden overschreden en jaarlijks tot 90 % van de paaiende zalmpopulatie doodden na hevige regenbuien. Quinones hebben een antioxidantenrol en verhinderen schade door ozon aan het rubber van banden. De quinones kwamen, samen met de bandenpartikels, in het oppervlaktewater terecht via de *run-off*. In de *run-off* stalen die in kader van het huidig onderzoek werden verzameld, werd ook telkens 6-PPD teruggevonden in de stalen die rubber bevatten. Een kwantitatieve bepaling van de hoeveelheid 6-PPD was echter niet mogelijk. Meer onderzoek is nodig om de risico's van 6-PPD in de Vlaamse waterlopen te onderzoeken.

Tot slot zouden risico's van microplastics bestudeerd moeten worden in een multiple stressor scenario omdat we nog niet weten in welke mate microplastics bijdragen tot de andere stressoren die het milieu beïnvloeden. Op die manier kunnen onderzoeks- en remediering maatregelen geprioriteerd worden en realistische milieurisico's geïmplementeerd kunnen worden in het beleid.

6.3.3 Risico's van de blootstelling aan microplastic in het drinkwater op de mens

Om een risico-evaluatie te kunnen uitvoeren op microplastic ingestie bij mensen op basis van drinkwaterstalen, is ook een drempelwaarde nodig, in dit geval een zogenaamde *Derived No Effect Level* (DNEL). Er zijn, tot op heden, echter geen epidemiologische of andere relevante studies naar de effecten van ingenomen microplastics gepubliceerd. Gegevens uit onderzoeken met proefdieren zijn schaars en ontoereikend (zoals hoger beschreven). Het beperkte aantal toxicologische onderzoeken bij ratten en muizen blootgesteld aan microplastics via voeding is bovendien van twijfelachtige betrouwbaarheid en relevantie, waarbij sommige effecten alleen worden waargenomen bij zeer hoge concentraties die het metabolisme zouden overweldigen en daarom niet noodzakelijk de mogelijke toxiciteiteffecten aantonen die bij lagere, relevantere concentraties zouden kunnen optreden. Op basis van de tot nu toe beperkte hoeveelheid bewijs kunnen dus nog geen harde conclusies worden getrokken over het risico geassocieerd met de opname van microplastic deeltjes via drinkwater. Tot nog toe heeft geen enkele studie kwantitatief het risico van microplastic blootstelling bepaald. Op dit moment zijn er geen indicaties die een verband aantonen tussen blootstelling aan microplastic deeltjes via drinkwater en menselijke gezondheid. De Wereld Gezondheidsorganisatie (WHO, 2019) heeft echter wel een risico-evaluatie uitgevoerd voor contaminanten die geassocieerd zijn met microplastics en concludeerde dat de concentraties van die stoffen waarschijnlijk geen negatieve invloed hebben op onze gezondheid, en dus m.a.w. een laag risico ("*low concern for human health"*) vormt. In conclusie, er is voorlopig geen bewijs dat microplastics een wijdverspreid risico vormen voor de menselijke gezondheid (SAPEA, 2019).

In het kort…

Moeten we ons zorgen maken over de microplastic vervuiling in Vlaanderen?

- De risico's op negatieve effecten voor het ecosysteem, berekend volgens EU methodologie, voor het oppervlaktewater zijn verwaarloosbaar.
- De risico's voor de bodem organismen (sedimenten) in onze waterlopen zijn laag tot verwaarloosbaar, maar in bepaalde locaties kunnen risico's niet uitgesloten worden.

Wat voor effecten hebben microplastics?

- Effecten van microplastics werden nog niet uitgebreid onderzocht.
- De fysische eigenschappen van de deeltjes (met name grootte en vorm) kunnen leiden tot obstructie van of schade van/aan het spijsverteringstelsel.
- Laboratoriumstudies toonden aan dat opname van microplastics in aquatische organismen aanleiding kan geven tot interne verwondingen, nutritionele en metabolische problemen, veranderende of selectieve voedingspatronen en bijgevolg een verhoogde mortaliteit.

Is dit gevaarlijk voor de mens?

- Het leidingwater dat we in onze huishoudens binnenkrijgen, blijkt een zeer laag aantal microplastics te bevatten (namelijk tussen de 0 tot 0,06 MP per liter).
- Wat de effecten en risico's voor de mens zijn van microplastics in het (drink)water en voeding kan met de huidige (wereldwijde) kennis niet bepaald worden en dient verder onderzocht te worden.

Hoofdstuk 7: Toekomstperspectieven en uitdagingen

Hoe kan het probleem van microplasticsvervuiling geremedieerd worden?
Hoe kan iedereen zijn steentje bijdragen?

Gebruik van plastic maakt een inherent deel uit van ons leven, en plastics bieden heel veel voordelen die we bij andere grondstoffen niet terugvinden. Het plastic probleem ligt echter niet per se bij de productie en het gebruik van plastics, maar eerder bij gebrek aan duurzaam omgaan met deze stoffen/producten en de emissie van macro- en microplastics naar het milieu.

Dit rapport bevat de resultaten van een eerste, breed-verkennende studie in Vlaanderen met als doel een algemeen beeld te vormen van de microplasticverontreiniging in het zoetwatermilieu in Vlaanderen. De resultaten werden in voorgaande secties uitgebreid besproken. Ze dragen bij tot het beantwoorden van de verschillende vragen i.v.m. microplastics en kunnen een draagvlak bieden voor het uitbouwen van mitigerende maatregelen om te komen tot een duurzaam waterbeheer in Vlaanderen.

7.1 Huidige beleidscontext

In de huidige beleidscontext is heel wat aandacht voor de plastic vervuilingsproblematiek en worden op verschillende beleidsniveaus doelstellingen gesteld en acties ondernomen.

De Verenigde Naties implementeerden ‘het voorkomen van en in aanzienlijke mate verminderen van vervuiling in de zee’ in één van hun Duurzame Ontwikkelingsdoelstellingen (SDG14 – Leven in water). Hierbij wordt extra nadruk gelegd op vervuiling in zee als gevolg van activiteiten op het land, wat dus ook focus legt op de meer “landinwaartse” inspanningen om het plastic probleem meer aan de bron aan te pakken (Devriese en Janssen, 2021).

Op Europees niveau wordt door de Europese Commissie ingezet op het verminderen van wegwerpplastic in kader van de nieuwe Europese Plastic Strategie. En ook de EU Ocean Mission zet in op een ‘zero pollution plastic litter generation’ beleid (Mission starfish, 2020).

De Europese Kaderrichtlijn Mariene Strategie (KRMS) is een belangrijke Europese richtlijn met als doel het mariene ecosysteem te beschermen en de impact van menselijke activiteiten op dit ecosysteem te reduceren. Eén van de actiepunten die in kader van de KRMS werd vooropgesteld draait rond de aanpak van plasticvervuiling. Deze kaderrichtlijn is het eerste legaal instrument binnen de EU dat zich expliciet op marien zwerfvuil richt. Meer informatie en de belangrijkste speerpunten worden besproken op hun webpagina (https://ec.europa.eu/environment/marine/good-environmental-status/descriptor-10/index_en.htm). Uit deze kaderrichtlijn volgden al reeds heel wat initiatieven en nieuwe richtlijnen waaronder richtlijnen voor het verbieden van (1) wegwerp plastic (Directive (EU) 2019/904) en (2) bewust toegevoegde microplastics aan producten (ECHA, nog niet goedgekeurd).

Alle deelstaten, waaronder België, hebben een strategie ontwikkeld om deze KRMS te implementeren in het beleid en de gestelde doelstellingen te bereiken. In kader daarvan werd in oktober 2020 een actualisatie van het monitoringsprogramma voor de Belgische mariene wateren gepubliceerd waarin verschillende plastic monitoringsprogramma’s opgenomen zijn (Belgische staat, 2020). Helaas werd hierin voorlopig nog geen strategie ontwikkeld voor de monitoring van microplastics. Dit programma is echter wel voorzien en wordt binnenkort verwacht (Belgische staat, 2020).

De Europese Kaderrichtlijn Water (KRW) die focust op de waterkwaliteit in Europa nam (voorlopig) nog geen actiepunten op i.v.m. zwerfvuil (macro- of microplastic).

Op federaal niveau werd in de beleidsverklaring van de huidige Minister voor de Noordzee, Vincent Van Quickenborne, de nood aan gecoördineerde acties om afvalstromen naar zee aan te pakken vermeld (Van Quickenborne, 2020). Ook de Vlaamse regering neemt haar verantwoordelijkheid en zet in op de circulaire economie (recyclage, aanpak van verpakkingsmateriaal (Verpakkingsplan 2.0), plastics in cosmetica (sectoraal akkoord vervanging microplastics (Belgisch staatsblad, 2019)) en zwerfvuil (Mooimakers (OVAM, Fost Plus en VVSG) en Vlaams integraal actieplan marien zwerfvuil (OVAM)) (Demir, 2019).

Het Vlaams Integraal Actieplan Marien Zwerfvuil werd door OVAM opgesteld met als doelstelling een overzicht te creëren van alle activiteiten die een impact hebben op het transport van afval en zwerfvuil naar het marien milieu en relevante maatregelen (binnen Vlaamse bevoegdheden) voor te stellen die deze afvalstroom kunnen verminderen (OVAM, 2017). Een van de doelstellingen van dit plan is de instroom van afval vanuit Vlaanderen naar het mariene milieu met 75 % te verminderen tegen 2025. Een deel van de voorgestelde maatregelen uit dit Vlaams actieplan werden uitgerold binnen het Vlaams Uitvoeringsplan Kunststoffen (OVAM, 2020a). Het Vlaams Instituut voor de Zee (VLIZ), afdeling beleidsinformatie, ondersteunt een wetenschappelijk onderbouwd kust- en zeebeleid door wetenschappelijke beleidsrelevante informatieproducten aan te bieden.

Ook op vlak van innovatie werden belangrijke stappen gezet. In 2018 werd de ‘Blauwe Cluster’ (https://www.blauwecluster.be/) goedgekeurd als nieuwe speerpuntcluster, met als doel innovatieve projecten uitwerken gerelateerd met het economisch potentieel van het Belgisch deel van de Noordzee. Hier is ook een domein rond ‘oceaanvervuiling en afvaloplossingen’ voorzien wat een draagvlak kan bieden voor innovatie en economische valorisatie om plastic vervuiling te reduceren in Vlaanderen.

Al deze acties en doelstellingen vereisen een wetenschappelijke basis om de evolutie correct te interpreteren, probleemzones aan te duiden en het belang van elke bron in kaart te brengen. Op die manier kan een gericht, doortastend beleidsplan opgesteld worden dat streeft naar een duurzaam waterbeheer in Vlaanderen en de reductie van de emissie van microplastics naar de omgeving.

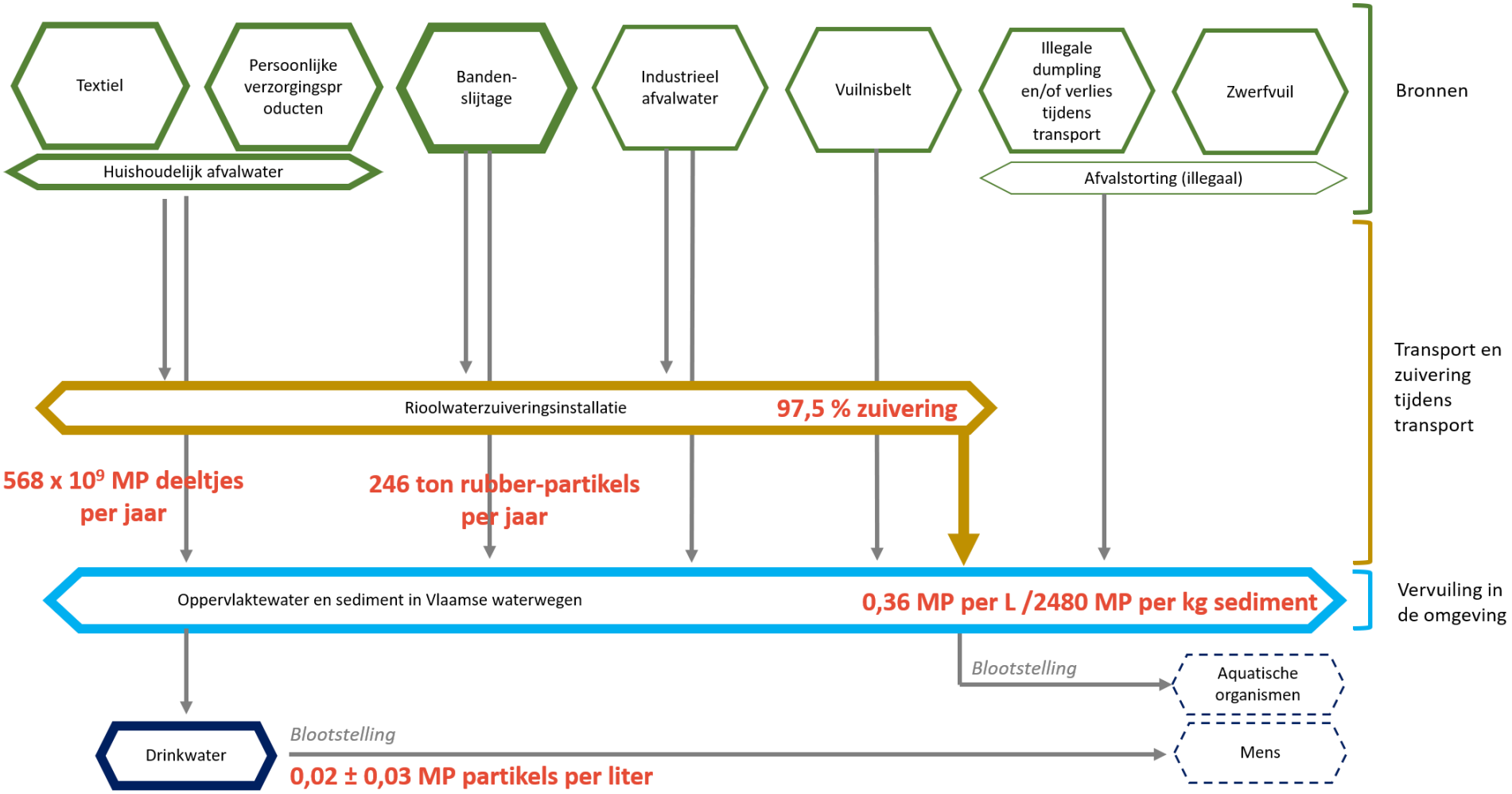
7.2 Verandering in focus de laatste jaren

In de huidige beleidscontext, zowel op Europees niveau als federaal en Vlaams, merken we een groeiende aandacht voor een ‘aanpak-aan-de-bron’ strategie en een grotere inzet op circulaire beleidsstrategieën. Door de grotere aandacht voor mariene zwerfvuil- en microplastic-problematiek (voornamelijk door een grotere wetenschappelijke kennis) werd tot voor kort vaker de focus gelegd op het mariene ecosysteem. Recent is een verandering van focus op gang gekomen met meer aandacht aanpak aan de bron waarbij we niet enkel de symptomen bestrijden maar effectief de oorzaak of bron van plastics proberen aanpakken. Dit vraagt om een geïntegreerde aanpak waarbij (1) de kunststofindustrie wordt gemotiveerd om in te zetten op duurzame materialen en de circulaire industrie uit te bouwen maar ook (2) maatregelen om verschillende microplastic-bronnen en hun emissie te verminderen en dit zowel op het vlak van wegtransport (bandenslijtage) als in de individuele huishoudens (huishoudproducten, textiel, verzorgingsproducten). De reductie van de plasticvervuiling zal inspanningen en aanpassingen vragen van burgers, de samenleving, wetenschap, industrie en het beleid. Door dergelijke geïntegreerde aanpak kunnen de belangrijkste emissies verminderen en kan er een duurzaam waterbeheer in Vlaanderen nagestreefd worden.

Om gepaste beleidsdoelstellingen vast te leggen die in deze nieuwe ‘aanpak-aan-de-bron’ strategie passen is meer onderbouwde informatie nodig over de huidige microplasticvervuiling in zoetwaterecosystemen en het belang van de diverse bronnen. Onze studie draagt bij om de huidige

kennisleemten voor beide onderdelen aan te vullen en kan een eerste aanzet geven om deze nieuwe landinwaartse focus op een doortastende en onderbouwde manier richting te geven. We overlopen onze resultaten stap voor stap en begeleiden deze met de nodige omkadering rond mogelijke toekomstige beleidspunten en de huidige onderzoeksnoden.

7.3 *Highlights* van het onderzoek naar plastic vervuiling in Vlaanderen



7.4 Uitdagingen voor de toekomst

7.4.1 Algemeen

Microplastics zijn een persistente bron van vervuiling. Plastic dat vandaag in het milieu terecht komt kan binnen honderden jaren nog teruggevonden worden (bv. halveringstijd van hoge densiteit PE flessen en buizen wordt geschat op 58 en 1200 jaar, respectievelijk (Coffin et al., 2021)). De microplastic vervuiling is bovendien ook geen lokaal probleem, gezien plastic ook door wind, regen, stroming, … kan getransporteerd worden (cf. (Hoofdstuk 4). De nog steeds toenemende plasticproductie zal leiden, indien niet drastisch ingegrepen wordt, tot toenemende plasticconcentraties in het milieu. Om het probleem van plastic vervuiling in te perken en te limiteren kunnen:

(1) acties op poten worden gezet om de huidige vervuiling te verwijderen uit het milieu (Voorbeelden hiervan zijn de (occasionele) schoonmaakacties aan de oevers en op het strand). Opruimacties (voor microplastics) in de waterloop of in zee zijn echter zeer moeilijk tot onmogelijk.;

(2) het gebruik van plastic producten in het dagelijkse leven beperkt worden. Hier zijn ook reeds belangrijke stappen genomen op Europees niveau om het gebruik van single-use plastics te bannen;

(3) een aanpak-aan-de-bron strategie gevolgd worden waarbij de emissie van plastic naar het aquatische en terrestrische milieu tot een minimum beperkt worden.

Uiteraard kunnen verschillende strategieën ook simultaan toegepast worden.

De laatste “aanpak aan de bron” methode wordt, gezien de huidige onzekerheden rond effecten en beperkte opruimmogelijkheden, nationaal en internationaal gezien als de beste en meest efficiënte preventiemaatregel. Door het hanteren van het voorkomingsprincipe - i.e. dat macro- en microplastics in het (aquatische) milieu terecht komen - kan op een duurzame manier met deze waardevolle grondstof omgesprongen worden. Dit voorkomingsprincipe zit reeds verweven in een aantal beleidsmaatregelen op Europees (regelgeving i.v.m. wegwerpplastic) maar ook op Vlaams niveau (bv. PMD collectie, circulaire economie). Maar ook voor macroplastics (bv. zwerfvuil) dient men de bronaanpak na te streven. Deze grotere plastics fragmenteren in het milieu namelijk naar steeds kleinere deeltjes. Deze kleinere deeltjes, ofwel micro- of nanoplastics, kunnen, nu reeds of in de toekomst, een negatieve impact hebben op het ecosysteem. De preventie van zwerfvuil (opgenomen in Vlaams uitvoeringsplan 2020-2025 kunststoffen) blijft een belangrijk aandachtspunt. Verder kunnen burgers ook gesensibiliseerd worden om plastic te hergebruiken waar mogelijk (bv. hergebruik van plastic zakjes) of het verbruik van plastic te vermijden in bepaalde gevallen (bv. niet langer aanleggen van kunstgrasmatten).

7.4.2 Aanpak aan de bron

In dit rapport worden twee bronnen van microplastics emissie naar de Vlaamse waterlopen beschreven, namelijk bandenslijtage en huishoudelijk afvalwater. Bandenslijtage zorgt voor een aanzienlijke jaarlijkse netto emissie van ongeveer 250 000 kg rubberpartikels afkomstig van de slijtage van autobanden. De voornaamste route naar het oppervlaktewater is via de afstroming van (on)verharde oppervlakten waarbij slechts een kleine fractie in een rioleringssysteem terecht zal komen. Het overige afgestroomde water komt samen met de bandenpartikels rechtstreeks in het milieu terecht. Dat is bijgevolg ook de route waarop efficiënt ingezet kan worden om deze partikels op te vangen en de emissie naar de omgeving te verminderen. Door afvoer van het afstroom water kan

actieve of passieve verwijdering van partikels, afkomstig van bandenslijtage, plaatsvinden. Passieve verwijdering van microplastics kan bijvoorbeeld gebeuren via bezinkingsbekkens, maar de zuiveringsefficiëntie van dergelijke ingrepen voor bandenpartikels moet verder onderzocht worden. Aangezien bandenpartikels een densiteit tussen 1,5 tot 2,2 g/cm³ hebben, zouden deze waarschijnlijk zinken in zoetwater (Kayhanian et al., 2012; Klöckner et al., 2019). Lassen en collega's (2015) schatten dat in Denenmarken, op deze manier 10 tot 20 % van de microplastics in regenwater rioleringen verwijderd kunnen worden.

Naast bandenslijtage vormt het huishoudelijk afvalwater, hoewel in mindere mate, een bron van microplastics in de omgeving. Alle Vlamingen samen produceren jaarlijks bijna 3 biljoen (i.e. een miljoen keer een miljoen) microplastics ofwel 3000 kg microplastics die in ons afvalwater terechtkomt.

Van de microplastics in het huishoudelijk afvalwater zal er ongeveer 22 % in de omgeving terecht komen, de grote zuiveringsefficiëntie (97 %) van de rioolwaterzuiveringsinstallaties speelt hierbij een grote rol. De huishoudens die niet aangesloten zijn op een actieve rioolwaterzuiveringsinstallatie vormen dan ook één van de grootste verliesposten, verantwoordelijk voor 60 % van de totale emissie naar de omgeving. Door in te zetten op een verhoging van het aandeel van het afvalwater dat behandeld wordt in een RWZI (meer aansluitingen) kan de emissie van microplastics naar de omgeving verminderd worden. Het zuiveringsrendement voor microplastics van alternatieven zoals 'Individuele Behandelingsinstallaties voor Afvalwater', dient onderzocht worden als een (korte-termijn) alternatief voor deze huishoudens die nog niet op riolering zijn aangesloten. Bovendien zullen deze acties niet enkel voordelig zijn voor de microplastic emissie maar ook effecten hebben op de algemene waterkwaliteit in Vlaanderen.

Belangrijk is ook dat de grootste fractie microplastics die in een waterzuiveringsinstallatie binnenstromen, worden verwijderd tijdens de biologische zuivering en in het slib terecht komen. Deze slibfractie wordt in België verbrand worden (gedeeltelijk) voor energierecuperatie waardoor deze plastics niet in het milieu terecht komen. In andere Europese landen wordt deze fractie nog ingezet in de landbouwsector voor bodemverrijking waardoor deze microplastics alsnog in het milieu terechtkomen (ECHA, 2019). In de EU wordt gemiddeld 53 % van het geproduceerde slib in het milieu gebracht. Hier zou dus, op Europees niveau, actie ondernomen moeten worden om deze emissie route te reduceren.

Verder heeft ook het overstorten, i.e. lozing van afvalwater naar het oppervlaktewater wanneer de riolen een te grote hoeveelheid water moeten verwerken, een groot aandeel in de emissie van microplastics naar de omgeving. Verminderen van overstorten én ontkoppeling van het regenwater van het rioleringsnetwerk wordt verwacht voordelig te zijn voor de emissie van microplastics (op basis van verminderde overstort én een langere retentietijd in de zuiveringsinstallaties) (Aquafin). Toch moet een doordachte strategie ontwikkeld worden om de emissie van microplastics via regenwaterafvoer én overstorten tegen te gaan. Beiden kunnen hoge concentraties microplastics bevatten en dus is een strategie van storting naar het oppervlaktewater zonder enige zuiveringsstap ongewenst. Verder onderzoek is nodig naar effectieve actieve of passieve zuiveringstechnieken. Het gebruik van passieve en mogelijk kost-efficiënte alternatieven zoals bezinkingsbekkens dient onderzocht te worden. In samenwerking met de betrokken sectoren kunnen er stappen ondernomen worden om mogelijkheden te bespreken met de bestaande en/of nieuwe infrastructuur. Het aanpakken van de overstort problematiek zal opnieuw niet enkel de emissie van microplastics in het milieu verminderen, maar zal ook de emissie van andere afvalstoffen verminderen en dus de algemene waterkwaliteit ten goede komen.

Ook nog alternatieve oplossingen kunnen gezocht worden om de bruto emissie aan te pakken. De restrictie-wet voor bewust toegevoegde microplastics die door ECHA ingediend is bij de Europese Commissie is een stap in de goede richting. Deze wet doelt op het vermijden van primaire microplastics zoals die toegevoegd worden in o.a. verzorgingsproducten, verven en detergenten (ECHA, 2019). In België werd in 2018 een sectoraal akkoord afgesloten met de cosmeticasector over het vervangen van microplastics in consumptieproducten waaronder de microplastics gebruikt in cosmetica en tandpasta (Belgisch staatsblad, 2019). In de bandenindustrie kan de samenstelling en slijtage van banden onderzocht worden, hoewel de aanpassingen altijd voldoende veilig moeten zijn.

Als burger kunnen we ook meer duurzame kledij aankopen maar ook de installatie van filtersystemen aan de afvoer van een wasmachine zou een belangrijk verschil kunnen maken in de microplastic emissie. Hiervoor zullen innovatieve ideeën nodig zijn om systemen te ontwikkelen die efficiënt zijn in het verwijderen van de plastics maar die tegelijk ook gebruiksvriendelijk zijn. Een aantal voorbeelden die reeds beschikbaar zijn op de markt: Guppy Friend (een waszak met zeer fijne mazen die een groot deel van de vezels zal bijhouden) en Cora Ball (een complex opgebouwde bal die de vezels zal vangen (McIlwraith et al., 2019; Napper et al., 2020a)). Ook industrie kan hierbij een rol spelen, het wassen van producten voor verwerking of voor verkoop zou een grote hoeveelheid microvezels kunnen opvangen voor het verkoop en gebruik, dit kan een groot effect hebben op de totale emissie (OECD, 2020).

In deze studie bestudeerden we (slechts) twee mogelijk belangrijke bronnen, huishoudelijk afvalwater en bandenslijtage, die vaak wat onderbelicht zijn in wetenschappelijk onderzoek. Het dient echter benadrukt te worden dat deze twee bronnen zullen zeker niet de enige bronnen van microplastic emissie zijn. Verder onderzoek is uitermate belangrijk om de emissie van andere bronnen in kaart te brengen en hun belang in te schatten. Voorbeelden zijn het industrieel afvalwater en zwerfvuil. Maar ook de atmosferische concentraties van microplastics (en hun bronnen) zijn grotendeels onbekend en moeten in toekomstig wetenschappelijk onderzoek bestudeerd worden. Indien gewenst kan mogelijks het bestaande meetnet voor de luchtkwaliteit ingeschakeld worden om atmosferische microplastic concentraties te monitoren.

Voor de zwerfvuil problematiek moeten we grotendeels ook rekenen op de verantwoordelijkheid van de burgers. Het draagvlak en betrokkenheid is aanwezig en dient aangewend te worden. In de Eurobarometer gaf 76 % van de Belgen aan het gebruik van wegwerpzakjes te proberen vermijden en 36 % deed ook een poging om plastic producten voor éénmalig gebruikt te vermijden (Eurobarometer, 2017). Ondanks deze grotere betrokkenheid van de bevolking, blijven weggegooide verpakkingen en flesjes, ballonnen, mondmaskers, sigarettenpeuken ... een belangrijk onderdeel van het zwerfvuil uitmaken. In 2019 zamelden de gemeenten bijna 21 duizend ton zwerfvuil in (OVAM, 2020b), hierdoor groeit de roep naar de invoering van statiegeld. Verder zijn er ook heel wat acties gericht op sensibilisering, zoals bijvoorbeeld de Mooimakers (OVAM) en 'De zee begint bij jezelf' (FOD leefmilieu).

7.4.3 Waarom moeten we dit probleem aanpakken?

De nog steeds toenemende plasticproductie zal leiden, indien niet drastisch ingegrepen wordt, toe toenemende plasticconcentraties in het milieu. Deze kunnen uiteindelijk de "veilige milieuconcentraties (PNEC)" overschrijden van en risico's veroorzaken. Deze mogelijke impact van plastic producten op de menselijke gezondheid en op de omgeving roept veel bezorgdheid op bij de burgers. In de Eurobarometer, gaf 74 % van de Belgen aan hierover bezorgd te zijn (Eurobarometer, 2017). Maar de kennis over ecologische én humane effecten de geassocieerde risico's ten gevolge van

de blootstelling aan plastics is meestal te beperkt (wegens een gebrek aan relevant onderzoek) om éénduidige antwoorden te geven.

Gebaseerd op de verzamelde gegevens in deze studie blijkt dat de risico's op negatieve effecten voor het ecosysteem, berekend op basis van EU methodologie, voor het oppervlaktewater eerder gering zijn. De risico's voor de op en in de bodem levende organismen (sedimenten) in onze waterlopen zijn laag tot verwaarloosbaar, maar in bepaalde zones kunnen risico's niet uitgesloten worden. Een belangrijke kanttekening hierbij is dat meer wetenschappelijke kennis nodig is om de risico's van microplastics in het zoetwaterecosysteem, en dan zeker in het sediment, beter te kunnen inschatten. Tot op heden kunnen we ons enkel baseren op gegevens uit het marien milieu, wat uiteraard een onzekerheid met zich meebrengt.

In gezuiverd drinkwater zijn zeer lage concentraties microplastics gevonden (tussen de 0 tot 0,06 microplastic deeltjes per L). Hierbij scoren we vergelijkbaar met andere Europese landen zoals Denemarken, Italië en Duitsland. Op basis van deze gegevens worden risico's op negatieve effecten voor de mens laag ingeschat. Toch kunnen bepaalde keuzes een redelijke impact hebben op de intake van microplastics, zo stelden Cox en collega's (Cox et al., 2019) dat consistente consumptie van flessenwater i.t.t kraantjeswater een groot effect kan hebben op de totale intake van microplastics. Uiteraard is het drinkwater slechts één deel van het totale consumptiepatroon. Het microplastic aandeel van andere voedingsbronnen in een consumptiepatroon moeten verder in kaart gebracht worden.

Regelmatige monitoring van toestand van plasticvervuiling blijft echter essentieel. Stijgende plastic milieuvervuiling kan uiteindelijk leiden tot overschrijden van de "veilige milieuconcentraties (PNEC)" en het optreden van risico's. Monitoring van de plasticvervuiling nu en in de toekomst is een essentieel beleidsinstrument om de efficiëntie van een (plastic) afvalbeleid en emissiereductie te beoordelen. Doelstelling 9 van het Vlaams Actieplan Marien Zwerfvuil stelt dat "voor Vlaanderen tegen 2025 de instroom van plastic afval naar het mariene milieu met 75% verminderd zal zijn" (OVAM, 2017). Een monitoringsprogramma in de Vlaamse waterlopen is een objectieve manier deze doelstelling te evalueren en wordt cruciaal bevonden voor het opvolgen van beleidsacties inzake deze problematiek. De metingen in dit rapport kunnen als een baseline beschouwd worden, waarbij toekomstig onderzoek vergeleken kan worden.

Verder kan de implementatie van de bron 'microplastics' in het WEISS model leiden tot een brede extrapolatie voor Vlaanderen. Bovendien kan door de ruimtelijk expliciete aanpak, inzichten verkregen worden in welke gebieden in Vlaanderen de impact van microplastic vervuiling op het oppervlaktewater het grootste zal zijn, dit kan nu en in de toekomst waardevolle informatie opleveren voor risico analyses.

7.4.4 Wetenschappelijke kennis

Zoals ook in de beleidsnota van minister Zuhal Demir werd aangegeven is er nood aan meer wetenschappelijk onderzoek naar de verspreiding, bronnen, emissie, effecten en risico's van micro- en nanoplastics (Demir, 2019). Op basis van deze verworven wetenschappelijk kennis kunnen duidelijke beleidskeuzes (op verschillende beleidsniveaus) gemaakt worden en kunnen relevante sensibiliseringsacties omtrent gepast plastic gebruik, gestimuleerd vanuit circulair denken, op punt gezet worden.

7.4.5 Conclusie

We concluderen dat microplastics wijdverspreid voorkomen in het Vlaamse zoetwatermilieu. Voor de bestudeerde compartimenten in dit onderzoek, resulteert de eerste preliminaire risico schatting naar de aanwezigheid van microplastics voorlopig in een laag tot verwaarloosbaar risico voor het milieu. Dit onderzoek schetst de huidige situatie en legt tevens een aantal pijnpunten bloot, maar biedt ook een duidelijke perspectief rond de mogelijke maatregelen die de netto emissie van microplastics naar ons zoetwatermilieu kunnen verminderen. Dit perspectief is voornamelijk gebaseerd op een "aanpak aan de bron" methode, een methode die momenteel nationaal en internationaal beschouwd wordt als de meest effectieve en kostenefficiënte (preventie)maatregel voor microplasticvervuiling.

In het kort…

Hoe kan het probleem van microplastics vervuiling geremedieerd worden?

- Microplastic vervuiling is een groeiend probleem. Naast (occasionele) schoonmaakacties en sensibilisering, dient er vooral (nog meer) ingezet te worden op "aanpak aan de bron" als effectieve en kostenefficiënte preventiemaatregel voor microplasticvervuiling. Opruimacties (voor microplastics) in de waterloop of in zee zijn echter zeer moeilijk tot onmogelijk. Het voorkomingsprincipe (i.e. voorkomen dat microplastics in het aquatische milieu terecht komen) kan ervoor zorgen dat we de emissie naar het milieu verminderen.

Hoe kan iedereen zijn steentje bijdragen?

- Blijvende sensibilisering omtrent gepast plasticgebruik, gestimuleerd vanuit circulair denken, blijft een noodzaak.
- Er is een hoge nood aan uitgebreid, relevant wetenschappelijk onderzoek naar de verspreiding, bronnen, emissie, effecten en risico's van micro- en nanoplastics.
- Beleidspunten rond het verhogen van de zuiveringsgraad van huishoudelijk en industrieel afvalwater of de aanpak van de emissie van bandenslijtage naar het milieu kunnen hun steentje bijdragen voor mitigatie van plastic vervuiling.

Dankwoord

Dit project is het resultaat van een samenwerking tussen meerdere partners. Een dankwoord is dan ook op zijn plaats voor alle mensen die ons geholpen hebben om tot dit resultaat te komen.

We willen de Vlaamse overheid bedanken voor de financiële ondersteuning vanuit Technisch Wetenschappelijk Onderzoek Leefmilieu (TWOL).

Eerst en vooral willen we de medewerkers van VMM bedanken voor hun zorgvuldig werk in het voorbereiden van dit project en het verzamelen van kwaliteitsvolle stalen voor dit project: Steven Vanderwaeren, Joost Mertens, Evelien Van de Vyver, Sandra De Smedt, Maarten De Jonge, Marc Gielen, Laurens Vervoort, Ann De Meester, Wynton Reunes, Jurgen Dewolf, Alexander Desmet, Kurt Peelaers, Elien Vandenbroeck, Anneke Dezwarte, Raf Elst, Patrick De Boeck, Pieter Janssens, Gunter Vandenbroeck ,Iris Mahieu, Dorine Quicke, Joost Lux, Tim Mertens, Kris Van der Auwera, Rutger Demuynck, Geert Meganck, Leo De Kempeneer, Jan De Pril, Liesbet Poppe, Dorien Goossens en Deni Winarni.

Daarnaast bedanken we ook alle medewerkers van VMM uit de stuurgroep en lectoren voor hun adviezen: Marc Gielen, Ann De Meester, Greet Vos, Wim Gabriels, Jurgen Meirlaen, Ingrid Temmerman, Sofie Cattoir, Martin Verdievel (projectleider) en Rudy Cautaerts (afdelingshoofd Rapportering Water).

Bedankt aan alle contactpersonen en verantwoordelijken op de RWZI's, KWZI's en WPC die ons de mogelijkheid gaven om de staalnames te laten doorgaan. Bedankt aan Ann de Swaef en Koen de Becker van Aquafin voor het voorzien van de metadata van de RWZI's. We willen graag Mattias Bossaer en Gert Everaert van het Vlaams Instituut voor de Zee (VLIZ) bedanken voor hun advies rond het gebruik van het FTIR toestel en toegang tot de SEM voor de analyse van de bandenpartikels. Bedankt aan Thermo Fisher voor de ondersteuning bij de installatie en gebruik van het FTIR toestel. Bedankt aan het *Research Institute for Chromatography* (RIC) in Kortrijk voor de analyse van de *run-off* stalen met de Pyr-GC/MS techniek. Bedankt aan VITO en alle betrokken medewerkers voor hun waardevol werk met het WEISS model.

Bedankt, Nancy De Saeyer (UGent), voor het helpen uitwerken van de staalname protocollen en de praktische ondersteuning. De stalen werden vakkundig verwerkt door Emmy Pequeur, Jolien Depecker en Zehlia Zaman, en met de technische ondersteuning van Mark Van der Borght (UGent). Ook danken wij hier Thomas Osier en Thomas Blondeel. Bedankt voor jullie inspanningen. Tot slot willen we Marianne Van den Hove (UGent), Eveline D'hoossche (VMM) en Gudrun Goeman (VMM) bedanken voor de administratieve en logistieke ondersteuning.

Referenties

Adam, V., Yang, T., Nowack, B., 2019. Toward an ecotoxicological risk assessment of microplastics: Comparison of available hazard and exposure data in freshwaters [WWW Document]. URL https://setac.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/etc.4323 (accessed 5.20.21).

AGORIA, 2019. Belgische kunststofindustrie & circulaire economie: waar staan we? [WWW Document]. URL https://www.agoria.be/upload/enewsv7/belgische-kunststofindustrie.pdf (accessed 2.23.21).

Allen, S., Allen, D., Phoenix, V.R., Le Roux, G., Durántez Jiménez, P., Simonneau, A., Binet, S., Galop, D., 2019. Atmospheric transport and deposition of microplastics in a remote mountain catchment. Nature Geoscience 12, 339–344. https://doi.org/10.1038/s41561-019-0335-5

Baensch-Baltruschat, B., Kocher, B., Stock, F., Reifferscheid, G., 2020. Tyre and road wear particles (TRWP) - A review of generation, properties, emissions, human health risk, ecotoxicity, and fate in the environment. Science of The Total Environment 733, 137823. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137823

Ballent, A., Corcoran, P.L., Madden, O., Helm, P.A., Longstaffe, F.J., 2016. Sources and sinks of microplastics in Canadian Lake Ontario nearshore, tributary and beach sediments. Marine Pollution Bulletin 110, 383–395. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.06.037

Barrows, A.P.W., Christiansen, K.S., Bode, E.T., Hoellein, T.J., 2018. A watershed-scale, citizen science approach to quantifying microplastic concentration in a mixed land-use river. Water Research 147, 382–392. https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.10.013

Belgisch staatsblad, 2019. Sectoraal akkoord van 9 januari 2018 ter ondersteuning van het vervangen van microplastics in consumptieproducten. [WWW Document]. URL https://www.health.belgium.be/sites/default/files/uploads/fields/fpshealth_theme_file/sa_microplastics_publicatie_nl-fr.pdf (accessed 3.31.21).

Belgische staat, 2020. Actualisatie van het monitoringsprogramma voor de Belgische mariene wateren: Kaderrichtlijn Mariene Strategie – Art. 11.

Ben-David, E.A., Habibi, M., Haddad, E., Hasanin, M., Angel, D.L., Booth, A.M., Sabbah, I., 2021. Microplastic distributions in a domestic wastewater treatment plant: Removal efficiency, seasonal variation and influence of sampling technique. Science of The Total Environment 752, 141880. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141880

Besseling, E., Redondo-Hasselerharm, P., Foekema, E.M., Koelmans, A.A., 2019. Quantifying ecological risks of aquatic micro- and nanoplastic. Critical Reviews in Environmental Science and Technology 49, 32–80. https://doi.org/10.1080/10643389.2018.1531688

Bordós, G., Urbányi, B., Micsinai, A., Kriszt, B., Palotai, Z., Szabó, I., Hantosi, Z., Szoboszlay, S., 2019. Identification of microplastics in fish ponds and natural freshwater environments of the Carpathian basin, Europe. Chemosphere 216, 110–116. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.10.110

Browne, M.A., Dissanayake, A., Galloway, T.S., Lowe, D.M., Thompson, R.C., 2008. Ingested Microscopic Plastic Translocates to the Circulatory System of the Mussel, Mytilus edulis (L.). Environ. Sci. Technol. 42, 5026–5031. https://doi.org/10.1021/es800249a

Burns, E.E., Boxall, A.B.A., 2018. Microplastics in the aquatic environment: Evidence for or against adverse impacts and major knowledge gaps. Environmental Toxicology and Chemistry 37, 2776–2796. https://doi.org/10.1002/etc.4268

Cai, L., Wang, J., Peng, J., Tan, Z., Zhan, Z., Tan, X., Chen, Q., 2017. Characteristic of microplastics in the atmospheric fallout from Dongguan city, China: preliminary research and first evidence. Environ Sci Pollut Res 24, 24928–24935. https://doi.org/10.1007/s11356-017-0116-x

Carney Almroth, B.M., Åström, L., Roslund, S., Petersson, H., Johansson, M., Persson, N.-K., 2018. Quantifying shedding of synthetic fibers from textiles; a source of microplastics released into the environment. Environ Sci Pollut Res 25, 1191–1199. https://doi.org/10.1007/s11356-017-0528-7

Claessens, M., Meester, S.D., Landuyt, L.V., Clerck, K.D., Janssen, C.R., 2011. Occurrence and distribution of microplastics in marine sediments along the Belgian coast. Marine Pollution Bulletin 62, 2199–2204. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.06.030

Claessens, M., Van Cauwenberghe, L., Vandegehuchte, M. B., & Janssen, C. R. (2013). New techniques for the detection of microplastics in sediments and field collected organisms. Marine pollution bulletin, 70(1-2), 227–233. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.03.009

Cole, M., Lindeque, P., Halsband, C., Galloway, T.S., 2011. Microplastics as contaminants in the marine environment : A review. Marine Pollution Bulletin 62, 2588–2597. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.09.025

Conley, K., Clum, A., Deepe, J., Lane, H., Beckingham, B., 2019. Wastewater treatment plants as a source of microplastics to an urban estuary: Removal efficiencies and loading per capita over one year. Water Research X 3, 100030. https://doi.org/10.1016/j.wroa.2019.100030

Cox, K.D., Covernton, G.A., Davies, H.L., Dower, J.F., Juanes, F., Dudas, S.E., 2019. Human Consumption of Microplastics. Environ. Sci. Technol. 53, 7068–7074. https://doi.org/10.1021/acs.est.9b01517

Dahl, A., Gharibi, A., Swietlicki, E., Gudmundsson, A., Bohgard, M., Ljungman, A., Blomqvist, G., Gustafsson, M., 2006. Traffic-generated emissions of ultrafine particles from pavement–tire interface. Atmospheric Environment 40, 1314–1323. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2005.10.029

De Falco, F., Di Pace, E., Cocca, M., Avella, M., 2019. The contribution of washing processes of synthetic clothes to microplastic pollution. Scientific Reports 9, 6633. https://doi.org/10.1038/s41598-019-43023-x

De Falco, F., Gullo, M.P., Gentile, G., Di Pace, E., Cocca, M., Gelabert, L., Brouta-Agnésa, M., Rovira, A., Escudero, R., Villalba, R., Mossotti, R., Montarsolo, A., Gavignano, S., Tonin, C., Avella, M., 2018. Evaluation of microplastic release caused by textile washing processes of synthetic fabrics. Environ Pollut 236, 916–925. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.10.057

De Troyer, N., 2015. Occurrence and distribution of microplastics in the Scheldt river 137.

Demir, Z., 2019. Beleidsnota 2019-2024 - omgeving [WWW Document]. URL https://publicaties.vlaanderen.be/view-file/32243 (accessed 3.31.21).

Devriese, L., Janssen, C.R., 2021. Overzicht van het onderzoekslandschap en de wetenschappelijke informatie inzake (marien) zwerfvuil en microplastics in België.

Devriese, L.I., van der Meulen, M.D., Maes, T., Bekaert, K., Paul-Pont, I., Frère, L., Robbens, J., Vethaak, A.D., 2015. Microplastic contamination in brown shrimp (Crangon crangon, Linnaeus 1758) from coastal waters of the Southern North Sea and Channel area. Marine Pollution Bulletin 98, 179–187. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.06.051

Di, M., Liu, X., Wang, W., Wang, J., 2019. Manuscript prepared for submission to environmental toxicology and pharmacology pollution in drinking water source areas: Microplastics in the Danjiangkou Reservoir, China. Environmental Toxicology and Pharmacology 65, 82–89. https://doi.org/10.1016/j.etap.2018.12.009

Dris, R., Gasperi, J., Mirande, C., Mandin, C., Guerrouache, M., Langlois, V., Tassin, B., 2017. A first overview of textile fibers, including microplastics, in indoor and outdoor environments. Environmental Pollution journal 221, 453–458. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.12.013

Dris, R., Gasperi, J., Rocher, V., Saad, M., Renault, N., Tassin, B., Dris, R., Gasperi, J., Rocher, V., Saad, M., Renault, N., Tassin, B., 2015. Microplastic contamination in an urban area: a case study in Greater Paris. Environ. Chem. 12, 592–599. https://doi.org/10.1071/EN14167

Dris, R., Gasperi, J., Saad, M., Mirande, C., Tassin, B., 2016. Synthetic fibers in atmospheric fallout: A source of microplastics in the environment? Marine Pollution Bulletin 104, 290–293. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.01.006

Dris, R., Gasperi, J., Saad, M., Renault, N., Tassin, B., 2018. Microplastic contamination in an urban area: A case study in Greater Paris. PLA-NET, THE PLASTIC NETWORK. URL https://www.plastic-network.org/microplastic-contamination-in-an-urban-area-a-case-study-in-greater-paris/ (accessed 3.29.21).

Duis, K., Coors, A., 2016. Microplastics in the aquatic and terrestrial environment : sources (with a specific focus on personal care products), fate and effects. Environmental Sciences Europe. https://doi.org/10.1186/s12302-015-0069-y

ECHA, 2003. Commission Directive 93/67/EEC on Risk Assessment for new notified substances [WWW Document]. URL https://echa.europa.eu/documents/10162/16960216/tgdpart2_2ed_en.pdf (accessed 5.20.21).

ECHA, 2019. Annex XV Restriction report proposal for A restriction - Intentionally added microploastics [WWW Document]. URL https://echa.europa.eu/documents/10162/05bd96e3-b969-0a7c-c6d0-441182893720 (accessed 10.8.20).

ECHA, 2021, https://echa.europa.eu/nl/regulations/reach/understanding-reach, bezocht op 02/04/2021

Eerkes-Medrano, D., Leslie, H.A., Quinn, B., 2019. Microplastics in drinking water: A review and assessment. Current Opinion in Environmental Science & Health, Drinking water contaminants 7, 69–75. https://doi.org/10.1016/j.coesh.2018.12.001

Erni-Cassola, G., Zadjelovic, V., Gibson, M.I., Christie-Oleza, J.A., 2019. Distribution of plastic polymer types in the marine environment; A meta-analysis. Journal of Hazardous Materials 369, 691–698. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.02.067

Eurobarometer, 2017. Special Eurobarometer - Belgium. Attitutes of European citizens towards the environment.

Evangeliou, N., Grythe, H., Klimont, Z., Heyes, C., Eckhardt, S., Lopez-Aparicio, S., Stohl, A., 2020. Atmospheric transport is a major pathway of microplastics to remote regions. Nature Communications 11, 3381. https://doi.org/10.1038/s41467-020-17201-9

Everaert, G., Van Cauwenberghe, L., De Rijcke, M., Koelmans, A.A., Mees, J., Vandegehuchte, M., Janssen, C.R., 2018. Risk assessment of microplastics in the ocean : Modelling approach and fi rst conclusions *. Environmental Pollution 242, 1930–1938. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.07.069

GESAMP, 2015. Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment: a global assessment. [WWW Document]. URL http://www.gesamp.org/site/assets/files/1275/sources-fate-and-effects-of-microplastics-in-the-marine-environment-part-2-of-a-global-assessment-en.pdf (accessed 10.8.20).

Geyer, R., Jambeck, J.R., Law, K.L., 2017. Production, use, and fate of all plastics ever made. Sci. Adv. 3, e1700782. https://doi.org/10.1126/sciadv.1700782

González-Pleiter, M., Tamayo-Belda, M., Pulido-Reyes, G., Amariei, G., Leganés, F., Rosal, R., Fernández-Piñas, F., 2019. Secondary nanoplastics released from a biodegradable microplastic severely impact freshwater environments. Environ. Sci.: Nano 6, 1382–1392. https://doi.org/10.1039/C8EN01427B

Gouin, T., Avalos, J., Brunning, I., Brzuska, K., de Graaf, J., Kaumanns, J., Koning, T., Meyberg, M., Rettinger, K., Schlatter, H., Thomas, J., van Welie, R., Wolf, T., 2015. Use of Micro-Plastic Beads in Cosmetic Products in Europe and Their Estimated Emissions to the North Sea Environment 9.

Govender, J., Naidoo, T., Rajkaran, A., Cebekhulu, S., Bhugeloo, A., Sershen, 2020. Towards Characterising Microplastic Abundance, Typology and Retention in Mangrove-Dominated Estuaries. Water 12, 2802. https://doi.org/10.3390/w12102802

Harrison, R.M., Jones, A.M., Gietl, J., Yin, J., Green, D.C., 2012. Estimation of the Contributions of Brake Dust, Tire Wear, and Resuspension to Nonexhaust Traffic Particles Derived from Atmospheric Measurements. Environ. Sci. Technol. 46, 6523–6529. https://doi.org/10.1021/es300894r

He, B., Wijesiri, B., Ayoko, G.A., Egodawatta, P., Rintoul, L., Goonetilleke, A., 2020. Influential factors on microplastics occurrence in river sediments. Science of The Total Environment 738, 139901. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139901

Hidalgo-Ruz, V., Gutow, L., Thompson, R.C., Thiel, M., 2012. Microplastics in the Marine Environment: A Review of the Methods Used for Identification and Quantification. Environ. Sci. Technol. 46, 3060–3075. https://doi.org/10.1021/es2031505

Hillenbrand, T., Toussaint, D., Boehm, E., Fuchs, S., Scherer, U., Rudolphi, A., Hoffmann, M., 2005. Discharges of copper, zinc and lead to water and soil. Analysis of the emission pathways and possible emission reduction measures; Eintraege von Kuper, Zink und Blei in Gewaesser und Boeden. Analyse der Emissionspfade und moeglicher Emissionsminderungsmassnahmen.

Hussein, T., Johansson, C., Karlsson, H., Hansson, H.-C., 2008. Factors affecting non-tailpipe aerosol particle emissions from paved roads: On-road measurements in Stockholm, Sweden. Atmospheric Environment 42, 688–702. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2007.09.064

ISO, 2013. ISO 472:2013(en), Plastics — Vocabulary [WWW Document]. URL https://www.iso.org/obp/ui/#iso:std:iso:472:ed-4:v1:en (accessed 3.25.21).

Jacobs, A., Hooyberghs, E., Meynaerts, E., Vrancken, K., 2006. Best beschikbare technieken (BBT) voor kunststofverwerking [WWW Document]. URL https://emis.vito.be/sites/emis.vito.be/files/pages/migrated/BBT_kunststofverwerking_versieAcademiaPress.pdf (accessed 4.12.21).

Jambeck, J.R., Geyer, R., Wilcox, C., Siegler, T.R., Perryman, M., Andrady, A., Narayan, R., Law, K.L., 2015. Plastic waste inputs from land into the ocean. Science 347, 768–771. https://doi.org/10.1126/science.1260352

Johannessen, C., Helm, P., Metcalfe, C.D., 2021. Runoff of the Tire-Wear Compound, Hexamethoxymethyl-Melamine into Urban Watersheds. Arch Environ Contam Toxicol. https://doi.org/10.1007/s00244-021-00815-5

Kaiser, D., Kowalski, N., Waniek, J.J., 2017. Effects of biofouling on the sinking behavior of microplastics. Environ. Res. Lett. 12, 124003. https://doi.org/10.1088/1748-9326/aa8e8b

Kalčíková, G., Alič, B., Skalar, T., Bundschuh, M., Gotvajn, A.Ž., 2017. Wastewater treatment plant effluents as source of cosmetic polyethylene microbeads to freshwater. Chemosphere 188, 25–31. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.08.131

Kaufmann, P., 2007. Strassenabwasser Filterschacht.

Kawecki, D., Scheeder, P., Nowack, B., 2018. Probabilistic Material Flow Analysis of Seven Commodity Plastics in Europe [WWW Document]. URL https://pubs.acs.org/doi/10.1021/acs.est.8b01513 (accessed 5.20.21).

Kayhanian, M., McKenzie, E.R., Leatherbarrow, J.E., Young, T.M., 2012. Characteristics of road sediment fractionated particles captured from paved surfaces, surface run-off and detention basins. Science of The Total Environment 439, 172–186. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.08.077

Kirstein, I.V., Hensel, F., Gomiero, A., Iordachescu, L., Vianello, A., Wittgren, H.B., Vollertsen, J., 2021. Drinking plastics? – Quantification and qualification of microplastics in drinking water distribution systems by µFTIR and Py-GCMS. Water Research 188, 116519. https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116519

Klein, M., Fischer, E.K., 2019. Microplastic abundance in atmospheric deposition within the Metropolitan area of Hamburg, Germany. Sci Total Environ 685, 96–103. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.405

Klein, S., Worch, E., Knepper, T.P., 2015. Occurrence and Spatial Distribution of Microplastics in River Shore Sediments of the Rhine-Main Area in Germany. Environ. Sci. Technol. 49, 6070–6076. https://doi.org/10.1021/acs.est.5b00492

Klöckner, P., Reemtsma, T., Eisentraut, P., Braun, U., Ruhl, A.S., Wagner, S., 2019. Tire and road wear particles in road environment – Quantification and assessment of particle dynamics by Zn determination after density separation. Chemosphere 222, 714–721. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.01.176

Koelmans, A.A., Besseling, E., Foekema, E., Kooi, M., Mintenig, S., Ossendorp, B.C., Redondo-Hasselerharm, P.E., Verschoor, A., van Wezel, A.P., Scheffer, M., 2017. Risks of Plastic Debris: Unravelling Fact, Opinion, Perception, and Belief. Environ. Sci. Technol. 51, 11513–11519. https://doi.org/10.1021/acs.est.7b02219

Kole, P.J., Löhr, A.J., Van Belleghem, F.G.A.J., Ragas, A.M.J., 2017. Wear and Tear of Tyres: A Stealthy Source of Microplastics in the Environment. Int J Environ Res Public Health 14. https://doi.org/10.3390/ijerph14101265

Kosuth, M., Mason, S.A., Wattenberg, E.V., 2018. Anthropogenic contamination of tap water, beer, and sea salt. PLOS ONE 13, e0194970. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0194970

Kowalski, N., Reichardt, A.M., Waniek, J.J., 2016. Sinking rates of microplastics and potential implications of their alteration by physical, biological, and chemical factors. Marine Pollution Bulletin 109, 310–319. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.05.064

Kreider, M.L., Panko, J.M., McAtee, B.L., Sweet, L.I., Finley, B.L., 2010. Physical and chemical characterization of tire-related particles: Comparison of particles generated using different methodologies. Science of The Total Environment 408, 652–659. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.10.016

Kwak, J., Lee, Sunyoup, Lee, Seokhwan, 2014. On-road and laboratory investigations on non-exhaust ultrafine particles from the interaction between the tire and road pavement under braking conditions. Atmospheric Environment 97, 195–205. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2014.08.014

Lares, M., Ncibi, M.C., Sillanpää, Markus, Sillanpää, Mika, 2018. Occurrence, identification and removal of microplastic particles and fibers in conventional activated sludge process and advanced MBR technology. Water Research 133, 236–246. https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.01.049

Lassen, C., Hansen, S.F., Magnusson, K., Noren, F., Bloch Hartmann, N.I., Jensen, P.R., Nielsen, T.G., Brinch, A., 2015. Microplastics, occurence, effects and source of release to the environment in Denmark.

Lecompte, M., Janssen, C., 2015. De verwijdering van microplastics in rioolwaterzuiveringsinstallaties: een case-study voor Vlaanderen [WWW Document]. URL https://libstore.ugent.be/fulltxt/RUG01/002/217/211/RUG01-002217211_2015_0001_AC.pdf (accessed 4.2.21).

Lee, H., Kim, Y., 2018. Treatment characteristics of microplastics at biological sewage treatment facilities in Korea. Mar Pollut Bull 137, 1–8. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.09.050

Lei, L., Wu, S., Lu, S., Liu, M., Song, Y., Fu, Z., Shi, H., Raley-Susman, K.M., He, D., 2018. Microplastic particles cause intestinal damage and other adverse effects in zebrafish Danio rerio and nematode Caenorhabditis elegans. Sci Total Environ 619–620, 1–8. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.11.103

Leslie, H.A., Brandsma, S.H., van Velzen, M.J.M., 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, 133–142. https://doi.org/10.1016/j.envint.2017.01.018

Li, J., Liu, H., Chen, J.P., 2018a. Microplastics in freshwater systems : A review on occurrence , environmental effects , and methods for microplastics detection. Water Research 137, 362–374. https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.12.056

Lin, L., Zuo, L.-Z., Peng, J.-P., Cai, L.-Q., Fok, L., Yan, Y., Li, H.-X., Xu, X.-R., 2018. Occurrence and distribution of microplastics in an urban river: A case study in the Pearl River along Guangzhou City, China. Science of The Total Environment 644, 375–381. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.06.327

Liu, F., Nord, N., Bester, K., & Vollertsen, J. (2020). Microplastics Removal from Treated Wastewater by a Biofilter. Water, 12(4), 1085. doi: 10.3390/w12041085

Liu, F., Olesen, K., Borregaard, A., & Vollertsen, J. (2019). Microplastics in urban and highway stormwater retention ponds. Science Of The Total Environment, 671, 992-1000. doi: 10.1016/j.scitotenv.2019.03.416

Long, M., Paul-Pont, I., Hégaret, H., Moriceau, B., Lambert, C., Huvet, A., Soudant, P., 2017. Interactions between polystyrene microplastics and marine phytoplankton lead to species-specific hetero-aggregation. Environmental Pollution 228, 454–463. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.05.047

Luo, T., Wang, C., Pan, Z., Jin, C., Fu, Z., Jin, Y., 2019. Maternal Polystyrene Microplastic Exposure during Gestation and Lactation Altered Metabolic Homeostasis in the Dams and Their F1 and F2 Offspring. Environ. Sci. Technol. 53, 10978–10992. https://doi.org/10.1021/acs.est.9b03191

Lv, X., Dong, Q., Zuo, Z., Liu, Y., Huang, X., Wu, W.-M., 2019. Microplastics in a municipal wastewater treatment plant: Fate, dynamic distribution, removal efficiencies, and control strategies. Journal of Cleaner Production 225, 579–586. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.03.321

Magnusson, K., Norén, F., 2014. Screening of microplastic particles in and down-stream a wastewater treatment plant 22.

Mani, T., Blarer, P., Storck, F.R., Pittroff, M., Wernicke, T., Burkhardt-Holm, P., 2019. Repeated detection of polystyrene microbeads in the Lower Rhine River. Environmental Pollution 245, 634–641. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.11.036

Mason, S.A., Welch, V.G., Neratko, J., 2018. Synthetic Polymer Contamination in Bottled Water. Front Chem 6, 407–407. https://doi.org/10.3389/fchem.2018.00407

Mateos-Cárdenas, A., O'Halloran, J., van Pelt, F.N.A.M., Jansen, M.A.K., 2020. Rapid fragmentation of microplastics by the freshwater amphipod Gammarus duebeni (Lillj.). Scientific Reports 10, 12799. https://doi.org/10.1038/s41598-020-69635-2

McIlwraith, H.K., Lin, J., Erdle, L.M., Mallos, N., Diamond, M.L., Rochman, C.M., 2019. Capturing microfibers – marketed technologies reduce microfiber emissions from washing machines. Marine Pollution Bulletin 139, 40–45. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.12.012

McQuilkin, J., Böhme, L., Alinaghizadeh, B., Proietti, N., 2020. Microplastics in drinking water 24.

Merga, L.B., Redondo-Hasselerharm, P.E., Van den Brink, P.J., Koelmans, A.A., 2020. Distribution of microplastic and small macroplastic particles across four fish species and sediment in an African lake. Science of The Total Environment 741, 140527. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140527

Michielssen, M.R., Michielssen, E.R., Ni, J., Duhaime, M.B., 2016. Fate of microplastics and other small anthropogenic litter (SAL) in wastewater treatment plants depends on unit processes employed. Environ. Sci.: Water Res. Technol. 2, 1064–1073. https://doi.org/10.1039/C6EW00207B

Milani, M., Pucillo, F.P., Ballerini, M., Camatini, M., Gualtieri, M., Martino, S., 2004. First evidence of tyre debris characterization at the nanoscale by focused ion beam. Materials Characterization 52, 283–288. https://doi.org/10.1016/j.matchar.2004.06.001

Mintenig, S.M., Int-Veen, I., Löder, M.G.J., Primpke, S., Gerdts, G., 2017. Identification of microplastic in effluents of waste water treatment plants using focal plane array-based micro-Fourier-transform infrared imaging. Water Res 108, 365–372. https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.11.015

Mintenig, S.M., Löder, M.G.J., Primpke, S., Gerdts, G., 2019. Low numbers of microplastics detected in drinking water from ground water sources. Science of The Total Environment 648, 631–635. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.08.178

Mission starfish, 2020. Mission Starfish 2030: Restore our Ocean and Waters.

Munari, C., Infantini, V., Scoponi, M., Rastelli, E., Corinaldesi, C., Mistri, M., 2017. Microplastics in the sediments of Terra Nova Bay (Ross Sea, Antarctica). Marine Pollution Bulletin 122, 161–165. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.06.039

Murphy, F., Ewins, C., Carbonnier, F., Quinn, B., 2016. Wastewater Treatment Works (WwTW) as a Source of Microplastics in the Aquatic Environment. Environ. Sci. Technol. 50, 5800–5808. https://doi.org/10.1021/acs.est.5b05416

Nan, B., Su, L., Kellar, C., Craig, N.J., Keough, M.J., Pettigrove, V., 2020. Identification of microplastics in surface water and Australian freshwater shrimp Paratya australiensis in Victoria, Australia. Environmental Pollution 259, 113865. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113865

Napper, I.E., Bakir, A., Rowland, S.J., Thompson, R.C., 2015. Characterisation, quantity and sorptive properties of microplastics extracted from cosmetics. Marine Pollution Bulletin 99, 178–185. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.07.029

Napper, I.E., Barrett, A.C., Thompson, R.C., 2020a. The efficiency of devices intended to reduce microfibre release during clothes washing. Science of The Total Environment 738, 140412. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140412

Napper, I.E., Davies, B.F.R., Clifford, H., Elvin, S., Koldewey, H.J., Mayewski, P.A., Miner, K.R., Potocki, M., Elmore, A.C., Gajurel, A.P., Thompson, R.C., 2020b. Reaching New Heights in Plastic Pollution—Preliminary Findings of Microplastics on Mount Everest. One Earth 3, 621–630. https://doi.org/10.1016/j.oneear.2020.10.020

Nel, H.A., Dalu, T., Wasserman, R.J., 2018. Sinks and sources: Assessing microplastic abundance in river sediment and deposit feeders in an Austral temperate urban river system. Science of The Total Environment 612, 950–956. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.298

Nguyen, T.H., Tang, F.H.M., Maggi, F., 2020. Sinking of microbial-associated microplastics in natural waters. PLoS ONE 15, e0228209. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0228209

NOAA, 2009. Proceedings of the International Research Workshop on the Occurence, Effects and Fate of Microplastic Marine Debris [WWW Document]. URL https://marinedebris.noaa.gov/sites/default/files/publications-files/TM_NOS-ORR_30.pdf (accessed 3.23.21).

Nor, N.H.M., Kooi, M., Diepens, N.J., Koelmans, A.A., 2021. Lifetime Accumulation of Microplastic in Children and Adults | Environmental Science & Technology [WWW Document]. URL https://pubs.acs.org/doi/10.1021/acs.est.0c07384.

O'Connor, D., Pan, S., Shen, Z., Song, Y., Jin, Y., Wu, W.-M., Hou, D., 2019. Microplastics undergo accelerated vertical migration in sand soil due to small size and wet-dry cycles. Environmental Pollution 249, 527–534. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.03.092

OECD, 2020. Workshop on microplastics from sythetic textiles: knowledge, mitigation and policy, in: Financing Water Supply, Sanitation and Flood Protection, OECD Studies on Water. OECD. https://doi.org/10.1787/4624be86-en

Oßmann, B.E., Sarau, G., Holtmannspötter, H., Pischetsrieder, M., Christiansen, S.H., Dicke, W., 2018. Small-sized microplastics and pigmented particles in bottled mineral water. Water Research 141, 307–316. https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.05.027

OVAM, 2017. Vlaams actieplan marien zwerfvuil [WWW Document]. URL https://www.ovam.be/sites/default/files/atoms/files/Vlaams%20actieplan%20marien%20zwerfvuil%2014.12.2017.pdf (accessed 3.26.21).

OVAM, 2019. Uitvoeringsplan huishoudelijk afval en gelijkaardig bedrijfsafval_20200612.pdf [WWW Document]. URL

https://www.ovam.be/sites/default/files/atoms/files/Uitvoeringsplan%20huishoudelijk%20afval%20en%20gelijkaardig%20bedrijfsafval_20200612.pdf (accessed 3.23.21).

OVAM, 2020a. Uitvoeringsplan Kunststoffen 2020-2025.pdf [WWW Document]. URL https://www.ovam.be/sites/default/files/atoms/files/Uitvoeringsplan%20Kunststoffen%202020-2025.pdf (accessed 3.26.21).

OVAM, 2020b. Zwerfvuil en sluikstort 2019 [WWW Document]. URL https://ovam.be/sites/default/files/atoms/files/Zwerfvuil_Sluikstort_Studie_2019.pdf (accessed 5.19.21).

Panko, J.M., Chu, J., Kreider, M.L., Unice, K.M., 2013. Measurement of airborne concentrations of tire and road wear particles in urban and rural areas of France, Japan, and the United States. Atmospheric Environment 72, 192–199. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2013.01.040

Peng, G., Xu, P., Zhu, B., Bai, M., Li, D., 2018. Microplastics in freshwater river sediments in Shanghai, China: A case study of risk assessment in mega-cities. Environmental Pollution 234, 448–456. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.11.034

Peng, X., Chen, M., Chen, S., Dasgupta, S., Xu, H., Ta, K., Du, M., Li, J., Guo, Z., Bai, S., 2018. Microplastics contaminate the deepest part of the world's ocean. Geochem. Persp. Let. 1–5. https://doi.org/10.7185/geochemlet.1829

Petersen, F., Hubbart, J.A., 2021. The occurrence and transport of microplastics: The state of the science. Science of The Total Environment 758, 143936. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143936

Pivokonsky, M., Cermakova, L., Novotna, K., Peer, P., Cajthaml, T., Janda, V., 2018. Occurrence of microplastics in raw and treated drinking water. Science of The Total Environment 643, 1644–1651. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.08.102

Plastic Soup Foundation, 2021, https://www.plasticsoupfoundation.org/, bezocht op 2/04/2021

Plastics Europe, 2009. The compelling facts about plastics 2009. An analysis of European plastics production, demand and recovery for 2008. [WWW Document]. URL https://www.plasticseurope.org/application/files/5315/1689/9286/2009CompellingFacts_PubSept2009.pdf (accessed 3.27.21).

Plastics Europe, 2020. Plastics the facts - An analysis of European plastics production, demand and waste data.

PlasticsEurope, 2019. Plastic the facts 2019 [WWW Document]. URL https://www.plasticseurope.org/application/files/9715/7129/9584/FINAL_web_version_Plastics_the_facts2019_14102019.pdf (accessed 11.19.20).

Pravettoni Riccardo, 2018. How plastic moves from the economy to the environment. GRID-arendal. https://www.grida.no/resources/6908

Rathinamoorthy, R., Raja Balasaraswathi, S., 2020. A review of the current status of microfiber pollution research in textiles. International Journal of Clothing Science and Technology ahead-of-print. https://doi.org/10.1108/IJCST-04-2020-0051

Rochman, C., Hoh, E., Kurobe, T., Teh, S.J., 2013. Ingested plastic transfers hazardous chemicals to fish and induces hepatic stress [WWW Document]. URL https://www.nature.com/articles/srep03263 (accessed 5.20.21).

Rodrigues, M.O., Abrantes, N., Gonçalves, F.J.M., Nogueira, H., Marques, J.C., Gonçalves, A.M.M., 2018. Spatial and temporal distribution of microplastics in water and sediments of a freshwater system (Antuã River, Portugal). Science of The Total Environment 633, 1549–1559. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.233

SAPEA, 2019. A Scientific Perspective on Microplastics in Nature and Society. SAPEA, DE.

Scherer, C., Weber, A., Stock, F., Vurusic, S., Egerci, H., Kochleus, C., Arendt, N., Foeldi, C., Dierkes, G., Wagner, M., Brennholt, N., Reifferscheid, G., 2020. Comparative assessment of microplastics in water and sediment of a large European river. Science of The Total Environment 738, 139866. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139866

Schone rivieren, 2019. Wat spoelt er aan op rivieroevers? Resultaten van twee jaar afvalmonitoring aan de oevers van de Maas en de Waal. [WWW Document]. URL https://www.schonerivieren.org/wp-content/uploads/2020/07/Schone_Rivieren_rapportage_2019.pdf (accessed 3.25.21).

Schymanski, D., Goldbeck, C., Humpf, H.-U., Fürst, P., 2018. Analysis of microplastics in water by micro-Raman spectroscopy: Release of plastic particles from different packaging into mineral water. Water Research 129, 154–162. https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.11.011

Sebille, E. van, Wilcox, C., Lebreton, L., Maximenko, N., Hardesty, B.D., Franeker, J.A. van, Eriksen, M., Siegel, D., Galgani, F., Law, K.L., 2015. A global inventory of small floating plastic debris. Environ. Res. Lett. 10, 124006. https://doi.org/10.1088/1748-9326/10/12/124006

Simon, M., van Alst, N., 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, 1–9. https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.05.019

Sleeuwaert, F. Uljee, I. en Van Esch, L. (2017). Methodologie voor een onzekerheidsanalyse in WEISS. Studie uitgevoerd door VITO in opdracht van VMM, april 2017, 2017/RMA/R/1117

Slootmaekers, B., Catarci Carteny, C., Belpaire, C., Saverwyns, S., Fremout, W., Blust, R., Bervoets, L., 2019. Microplastic contamination in gudgeons (Gobio gobio) from Flemish rivers (Belgium) [WWW Document]. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.09.136

Sommer, F., Dietze, V., Baum, A., Sauer, J., Gilge, S., Maschowski, C., Gieré, R., 2018. Tire Abrasion as a Major Source of Microplastics in the Environment. Aerosol and Air Quality Research 18. https://doi.org/10.4209/aaqr.2018.03.0099

Stanton, T., Johnson, M., Nathanail, P., MacNaughtan, W., Gomes, R.L., 2020. Freshwater microplastic concentrations vary through both space and time. Environmental Pollution 263, 114481. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114481

Strand, J., Feld, L., Murphy, F., Mackevica, A., Hartmann, N.B., 2018. Analysis of microplastic particles in Danish drinking water 38.

Su, L., Cai, H., Kolandhasamy, P., Wu, C., Rochman, C.M., Shi, H., 2018. Using the Asian clam as an indicator of microplastic pollution in freshwater ecosystems. Environmental Pollution 234, 347–355. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.11.075

Sun, Q., Ren, S.-Y., Ni, H.-G., 2020. Incidence of microplastics in personal care products: An appreciable part of plastic pollution. Science of The Total Environment 742, 140218. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140218

Sundt, P., Schulze, P.-E., Syversen, F., 2014. Sources of microplastic pollution to the marine environment.

Talvitie, J., Heinonen, M., Pääkkönen, J.-P., Vahtera, E., Mikola, A., Setälä, O., Vahala, R., 2015. Do wastewater treatment plants act as a potential point source of microplastics? Preliminary study in the coastal Gulf of Finland, Baltic Sea. Water Science and Technology 72, 1495–1504. https://doi.org/10.2166/wst.2015.360

Talvitie, J., Mikola, A., Koistinen, A., Setälä, O., 2017. Solutions to microplastic pollution – Removal of microplastics from wastewater effluent with advanced wastewater treatment technologies. Water Research 123, 401–407. https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.07.005

Teuten, E.L., Rowland, S.J., Galloway, T.S., Thompson, R.C., 2007. Potential for Plastics to Transport Hydrophobic Contaminants. Environ. Sci. Technol. 41, 7759–7764. https://doi.org/10.1021/es071737s

Thompson, R.C., Moore, C.J., Saal, F.S., Swan, S.H., 2009. Plastics, the environment and human health : current consensus and future trends. Philosophical transactions of the royal society 364, 2153–2166. https://doi.org/10.1098/rstb.2009.0053

Tian, Z., Zhao, H., Peter, K.T., Gonzalez, M., Wetzel, J., Wu, C., Hu, X., Prat, J., Mudrock, E., Hettinger, R., Cortina, A.E., Biswas, R.G., Kock, F.V.C., Soong, R., Jenne, A., Du, B., Hou, F., He, H., Lundeen, R., Gilbreath, A., Sutton, R., Scholz, N.L., Davis, J.W., Dodd, M.C., Simpson, A., McIntyre, J.K., Kolodziej, E.P., 2020. A ubiquitous tire rubber–derived chemical induces acute mortality in coho salmon. Science. https://doi.org/10.1126/science.abd6951

Tunnell, J.W., Dunning, K.H., Scheef, L.P., Swanson, K.M., 2020. Measuring plastic pellet (nurdle) abundance on shorelines throughout the Gulf of Mexico using citizen scientists: Establishing a platform for policy-relevant research. Marine Pollution Bulletin 151, 110794. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110794

Uhl, W., Eftekhardadkhah, M., Svendsen, C., 2018. Mapping microplastic in Norwegian drinking water, Norsk Vann Report 241/2018.

Unice, K.M., Weeber, M.P., Abramson, M.M., Reid, R.C.D., van Gils, J.A.G., Markus, A.A., Vethaak, A.D., Panko, J.M., 2019. Characterizing export of land-based microplastics to the estuary - Part II: Sensitivity analysis of an integrated geospatial microplastic transport modeling assessment of tire and road wear particles. Science of The Total Environment 646, 1650–1659. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.08.301

United Nations Environment Porgramme, 2019. Global Chemicals Outlook II; From legacies to innovative solutions.

Uurasjärvi, E., Hartikainen, S., Setälä, O., Lehtiniemi, M., Koistinen, A., 2020. Microplastic concentrations, size distribution, and polymer types in the surface waters of a northern European lake. Water Environment Research 92, 149–156. https://doi.org/10.1002/wer.1229

Van Cauwenberghe, L., 2016. Occurrence, effects and risks of marine microplastics (dissertation). Ghent University.

Van Cauwenberghe, L., Claessens, M., Vandegehuchte, M.B., Janssen, C.R., 2015a. Microplastics are taken up by mussels (Mytilus edulis) and lugworms (Arenicola marina) living in natural habitats. Environmental Pollution 199, 10–17. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2015.01.008

Van Cauwenberghe, L., Devriese, L., Galgani, F., Robbens, J., Janssen, C.R., 2015b. Microplastics in sediments : A review of techniques , occurrence and effects. Marine Environmental Research 111, 5–17. https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2015.06.007

Van Cauwenberghe, L., Vanreusel, A., Mees, J., Janssen, C., 2013. Microplastic pollution in deep-sea sediments. ENVIRONMENTAL POLLUTION 182, 495–499. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.08.013

Van Craenenbroeck, K., Faasse, M., Van Cauwenberghe, L., 2015. Monitoring en ingrepen op zwerfvuil in rivieren (case De Leie) Eindrapport [WWW Document]. URL https://docplayer.nl/31163118-Bestek-amb-kbl-eg-monitoring-en-ingrepen-op-zwerfvuil-in-rivieren-case-de-leie-eindrapport.html (accessed 5.19.21).

Van Echelpoel, W., 2014. Microplastics in a biological wastewater treatment plant and the surrounding freshwater environment in Flanders: Quantitative assessment [WWW Document]. URL https://lib.ugent.be/fulltxt/RUG01/002/166/784/RUG01-002166784_2014_0001_AC.pdf (accessed 10.27.20).

Van Melkebeke, M., Janssen, C., De Meester, S., 2020. Characteristics and Sinking Behavior of Typical Microplastics Including the Potential Effect of Biofouling: Implications for Remediation. Environ. Sci. Technol. 54, 8668–8680. https://doi.org/10.1021/acs.est.9b07378

Van Quickenborne, V., 2020. Exposé d'orientation politique Mer du Nord = Beleidsverklaringen Noordzee.

Velzeboer, I., Kwadijk, C.J.A.F., Koelmans, A.A., 2014. Strong Sorption of PCBs to Nanoplastics, Microplastics, Carbon Nanotubes, and Fullerenes [WWW Document]. URL https://pubs.acs.org/doi/10.1021/es405721v (accessed 5.20.21).

Verschoor, A.J., 2015. Towards a definition of microplastics 42.

Vianello, A., Boldrin, A., Guerriero, P., Moschino, V., Rella, R., Sturaro, A., Da Ros, L., 2013. Microplastic particles in sediments of Lagoon of Venice, Italy: First observations on occurrence, spatial patterns and identification. Estuarine, Coastal and Shelf Science, Pressures, Stresses, Shocks and Trends in Estuarine Ecosystems 130, 54–61. https://doi.org/10.1016/j.ecss.2013.03.022

Vlaamse milieumaatschappij, 2021, https://www.vmm.be/data/riolerings-en-zuiveringsgraden , bezocht op 2/04/2021

Vogelsang, C., Lusher, A.L., Dadkhah, M.E., Sundvor, I., Umar, M., Ranneklev, S.B., Eidsvoll, D., Meland, S., 2020. Microplastics in road dust – characteristics, pathways and measures, 118. Norsk institutt for vannforskning.

von Moos, N., Burkhardt-Holm, P., Köhler, A., 2012. Uptake and Effects of Microplastics on Cells and Tissue of the Blue Mussel Mytilus edulis L. after an Experimental Exposure [WWW Document]. URL https://pubs.acs.org/doi/10.1021/es302332w (accessed 5.20.21).

Wagner, S., Hüffer, T., Klöckner, P., Wehrhahn, M., Hofmann, T., Reemtsma, T., 2018. Tire wear particles in the aquatic environment - A review on generation, analysis, occurrence, fate and effects. Water Research 139, 83–100. https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.03.051

Wang, F., Wang, B., Duan, L., Zhang, Y., Zhou, Y., Sui, Q., Xu, D., Qu, H., Yu, G., 2020. Occurrence and distribution of microplastics in domestic, industrial, agricultural and aquacultural wastewater sources: A case study in Changzhou, China. Water Research 182, 115956. https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.115956

Wang, J., Peng, J., Tan, Z., Gao, Y., Zhan, Z., Chen, Q., Cai, L., 2017. Microplastics in the surface sediments from the Beijiang River littoral zone: Composition, abundance, surface textures and interaction with heavy metals. Chemosphere 171, 248–258. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.12.074

Wang, L., Wu, W.-M., Bolan, N.S., Tsang, D.C.W., Li, Y., Qin, M., Hou, D., 2021. Environmental fate, toxicity and risk management strategies of nanoplastics in the environment: Current status and future perspectives. Journal of Hazardous Materials 401, 123415. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.123415

Wang, Q., Zhang, Q., Wu, Y., Wang, X.C., 2017. Physicochemical conditions and properties of particles in urban runoff and rivers: Implications for runoff pollution. Chemosphere 173, 318–325. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.01.066

Weber, F., Kerpen, J., Wolff, S., Langer, R., Eschweiler, V., 2021. Investigation of microplastics contamination in drinking water of a German city. Science of The Total Environment 755, 143421. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143421

WHO, 2019. Microplastics in drinking-water.

Wiesheu, A.C., Anger, P.M., Baumann, T., Niessner, R., Ivleva, N.P., 2016. Raman microspectroscopic analysis of fibers in beverages. Anal. Methods 8, 5722–5725. https://doi.org/10.1039/C6AY01184E

Wright, S.L., Thompson, R.C., Galloway, T.S., 2013. The physical impacts of microplastics on marine organisms: A review. Environmental Pollution 178, 483–492. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.02.031

Yang, L., Li, K., Cui, S., Kang, Y., An, L., Lei, K., 2019. Removal of microplastics in municipal sewage from China's largest water reclamation plant. Water Research 155, 175–181. https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.02.046

Zhang, L., Xie, Y., Zhong, S., Liu, J., Qin, Y., Gao, P., 2021. Microplastics in freshwater and wild fishes from Lijiang River in Guangxi, Southwest China. Science of The Total Environment 755, 142428. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142428

Zhang, Q., Xu, E.G., Li, J., Chen, Q., Ma, L., Zeng, E.Y., Shi, H., 2020. A Review of Microplastics in Table Salt, Drinking Water, and Air: Direct Human Exposure. Environ. Sci. Technol. 54, 3740–3751. https://doi.org/10.1021/acs.est.9b04535

Bijlagen

Bijlage 1: Resultaten van de statistische vergelijking tussen de microplastic concentratie in het oppervlaktewater en verschillende omgevingsfactoren

Omgevingsfactor	Significantie van de correlatie
Breedte van de waterloop (m)	0,8103 (Pearson correlatie)
Gemiddelde slibdikte (cm)	0,7562 (Pearson correlatie)
Opgelost zuurstofgehalte (mg/L)	0,8834 (Pearson correlatie)
Elektrische conductiviteit (µS/cm)	0,1975 (Pearson correlatie)
pH	0,8226 (Pearson correlatie)
Neerslag	0,4598 (Pearson correlatie)
Debiet	0,5582 (Pearson correlatie)
Stroming	0,6349 (Wilcoxon rank sum test)
Aanpalend bodemgebruik	
- **Industrie**	0,1972 (Wilcoxon rank sum test)
- **Bos**	0,0405 (Wilcoxon rank sum test)
- **Recreatie**	0,1384 (Wilcoxon rank sum test)
- **Natuur**	0,5447 (Wilcoxon rank sum test)
- **Landbouw**	0,9302 (Wilcoxon rank sum test)
- **Woongebied**	0,5658 (Wilcoxon rank sum test)

Bijlage 2: Resultaten van de statistische vergelijking tussen de microplastic concentratie in het sediment in Vlaamse waterlopen en verschillende omgevingsfactoren

Omgevingsfactor	Significantie van de correlatie
Breedte van de waterloop (m)	0,9632 (Pearson correlatie)
Gemiddelde slibdikte (cm)	0,5158 (Pearson correlatie)
Opgelost zuurstofgehalte (mg/L)	0,3829 (Pearson correlatie)
Elektrische conductiviteit (µS/cm)	0,9936 (Pearson correlatie)
pH	0,8281 (Pearson correlatie)
Stroming	0,6993 (Wilcoxon rank sum test)
Aanpalend bodemgebruik	
- **Bos**	0,3489 (Wilcoxon rank sum test)
- **Natuur**	0,2524 (Wilcoxon rank sum test)
- **Landbouw**	0,5197 (Wilcoxon rank sum test)
- **Woongebied**	0,0604 (Wilcoxon rank sum test)