

Eco- en humane toxicologie van microplastics deel B

Ecotoxicologische effecten van microplastics op het aquatische milieu

In het [eerste Deltafact microplastics](#) in 2020 is een overzicht gemaakt van bronnen en emissies van microplastics (plastic deeltjes) naar het oppervlaktewater. Een daaropvolgend [Deltafact](#) in 2021 ging hier dieper op in, waarbij ingezoomd werd op het aandeel microplastics uit verschillende bronnen en de aard van verontreiniging (primair/secundair, vorm, polymeertype, geassocieerde stoffen). In dit Deltafact wordt dieper ingegaan op één van de genoemde kennishiaten uit de voorgaande Deltafacts: de ecotoxicologische effecten van microplastics op het aquatische milieu. Potentiële gezondheidseffecten op de mens worden in een afzonderlijk Deltafact behandeld. Dit Deltafact probeert de volgende vragen te beantwoorden:

- Welke kennis is beschikbaar omtrent de blootstelling aan en effecten van microplastics (MP) in het aquatisch milieu?
- Welke kennis ontbreekt nog (kennisleemtes) om een goed beeld te krijgen van de mogelijke effecten van MP op het aquatisch milieu?

INHOUDSOPGAVE

1. INLEIDING	3
2. GERELATEERDE ONDERWERPEN EN DELTAFACTS.....	3
3. STRATEGIE	3
4. SCHEMATISCHE WEERGAVE	4
5. WERKING	5
Fysische eigenschappen microplastics.....	5
Chemische eigenschappen microplastics.....	6
Wat zijn de (mogelijke) risico's van microplastics in het milieu?.....	8
6. KENNISLEEMTES	12
Monitoring, meetmethoden en blootstelling	12
Ecologische effecten.....	13
Risico's en regelgeving	14
Communicatie, de sleutel tot succes	15
7. BRONNEN & LINKS	16
8. COLOFON	19
9. DISCLAIMER	20

1. INLEIDING

Microplastics (MPs) zijn kleine plasticdeeltjes (kleiner dan 5 millimeter, maar groter dan 0,1 micrometer) die alom aanwezig zijn in ons milieu. Eenmaal aanwezig in het milieu, kunnen deze deeltjes interacties hebben met de organismen die daar leven. Deze interacties kunnen nadelige effecten veroorzaken, en MPs vormen daardoor een mogelijk risico voor onze ecosystemen. Als we over risico's van MPs spreken, dan is het belangrijk om het begrip 'risico' eerst te definiëren. Binnen dit Deltafact hanteren we de volgende definitie van ecologisch risico: de situatie waarbij de blootstelling aan een situatie die stress veroorzaakt (in dit geval MP) de effectdrempel voor die stresssituatie overschrijdt. Onder de effectdrempel vinden er geen (aantoonbare) effecten plaats, terwijl dit boven de effectdrempel niet langer gegarandeerd kan worden. Om het ecologische risico te bepalen is het dus noodzakelijk om enerzijds de aanwezigheid van MPs in ons milieu te kwantificeren, en anderzijds te kijken vanaf welke concentraties MP-deeltjes tot negatieve effecten in organismen, populaties, of ecosystemen als geheel kunnen leiden. Bij welke concentraties MP-deeltjes negatieve effecten worden gevonden is daarnaast sterk afhankelijk van onder andere de vorm, massa en polymeer-type van de MP-deeltjes. Dit wordt nader toegelicht in dit Deltafact.

In dit Deltafact bespreken we welke kennis beschikbaar is over de blootstelling aan en effecten van MPs in het aquatisch milieu. Verder lichten we toe welke kennis nog ontbreekt (kennisleemtes) om een goed beeld te krijgen van mogelijke effecten van MPs op het milieu.

2. GERELATEERDE ONDERWERPEN EN DELTAFACTS

De volgende Deltafacts zijn in het kader van de Kennisimpuls Waterkwaliteit reeds verschenen over het onderwerp microplastics:

- [Deltafact Microplastics](#)
- [Verdiepende analyse van microplastics bronnen, emissies en een verkenning van mogelijke emissiebeperkende maatregelen](#)
- [End-of-pipe maatregelen verwijdering microplastics](#)
- [Eco- en humane toxicologie van microplastics, deel A. Literatuuronderzoek naar de mogelijke effecten van microplastics op de humane gezondheid](#)

3. STRATEGIE

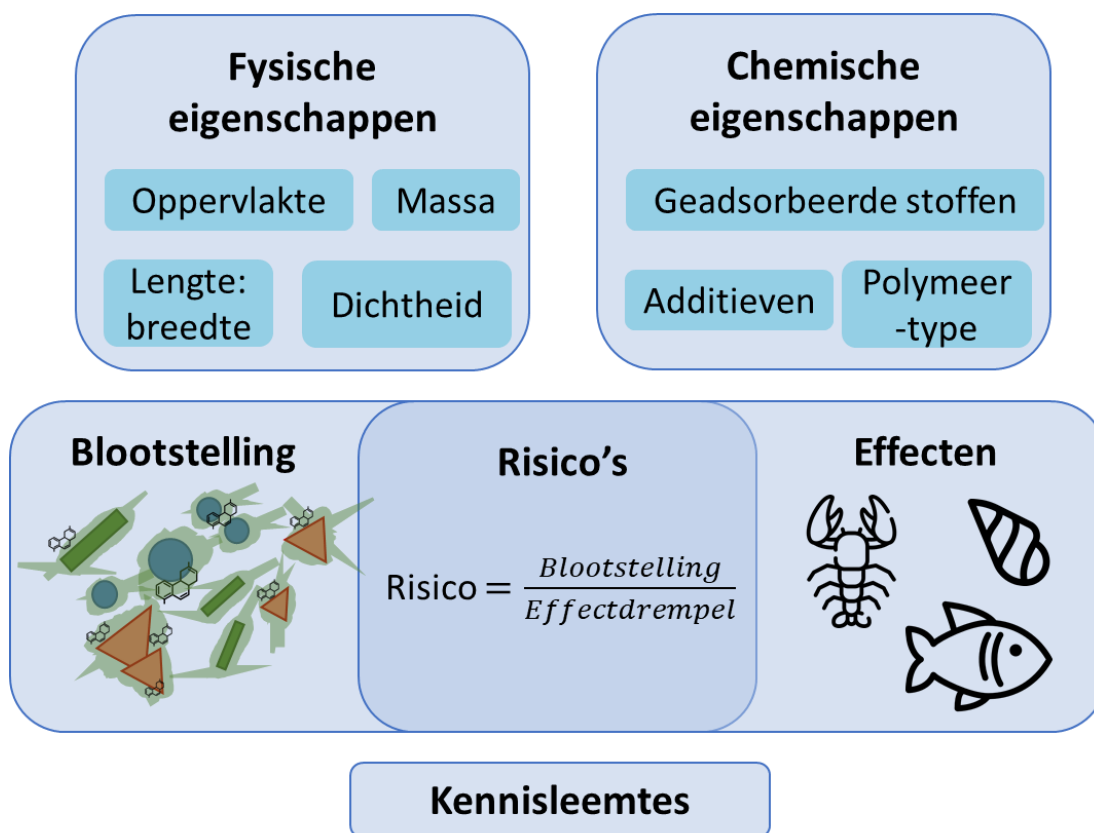
Deze Deltafact heeft als doel de stand van zaken omtrent de kennis van mogelijke risico's van MPs in het aquatische milieu te beschrijven. Als eerste lichten we toe welke fysische en chemische eigenschappen van MP-deeltjes mogelijk van invloed zijn op de effecten die MP-deeltjes op aquatische organismen kunnen veroorzaken. Vervolgens

bespreken we wat er op dit moment bekend is omtrent de huidige MP-concentraties in Nederlandse watersystemen en wat er bekend is over de effecten van MP-deeltjes op aquatische organismen. Blootstelling en effecten worden vervolgens samengebracht in een risicobeoordeling, aangezien de combinatie van blootstelling en effecten uiteindelijk bepaalt hoe groot het risico is. We sluiten af met een overzicht van de voornaamste kennisleemtes binnen de verschillende onderwerpen zijn, en devragen en problemen rondom MP-deeltjes waarmee de Nederlandse waterbeheerders nog zitten.

De kennis die is samengevat in dit Deltafact is primair verzameld tijdens het nationaal symposium microplastics dat op 3 februari 2022 door de projecten [Ketenverkenner](#) en [TRAMP](#) (Technologies for the Risk Assessment of MicroPlastics) werd georganiseerd.

4. SCHEMATISCHE WEERGAVE

Figuur 1 geeft een schematische weergave van de verschillende onderwerpen die in dit Deltafact besproken worden. Al deze aspecten tezamen zijn nodig om te bepalen hoe groot het risico van MPs voor het milieu is.



Figuur 1: Schematisch overzicht van de verschillende onderwerpen die in dit Deltafact besproken worden. Kanttekening: Dit figuur is geen overzicht van alle potentieel belangrijke factoren.

5. WERKING

Het uiteindelijke risico van MP-deeltjes op het aquatisch milieu wordt door de fysische eigenschappen en door de chemische eigenschappen van MP-deeltjes bepaald.

Fysische eigenschappen microplastics

MP-deeltjes worden gekenmerkt door een aantal eigenschappen:: grootte, vorm, kleur, en dichtheid en type plastic.

Polymeertype

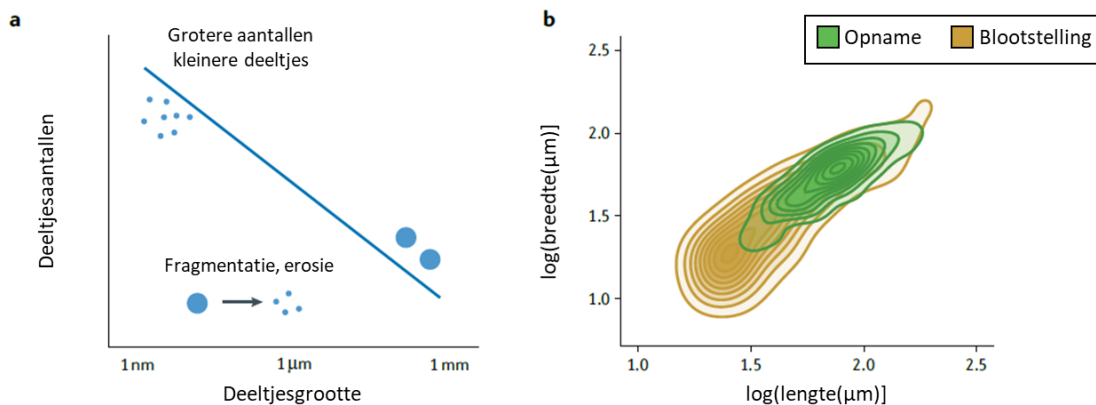
In Nederlandse oppervlaktewateren zijn zo'n 26 verschillende polymeertypes gevonden ([Minténig et al., 2020](#)). Polyethyleen (PE), polypropyleen (PP) en ethyleen-propyleen-dieenmonomeer (EPDM) waren het meest aanwezig in oppervlaktewater, terwijl in sediment vooral acrylaat werd gevonden ([Minténig et al., 2020](#); [Pan et al., 2021](#)). Het polymeertype kan aanwijzingen geven voor de (mogelijke) bron van de MPs. Verder hebben de verschillende polymeertypes ieder hun eigen dichtheid, wat vervolgens weer van belang is voor de transportkarakteristieken: sommige plastics drijven terwijl anderen zinken; ook de afbreekbaarheid verschilt tussen de polymeertypes. Transportkarakteristieken bepalen uiteindelijk waar MPs in het milieu belanden en welke organismen er (mogelijk) interactie mee hebben. Er kan grofweg gesteld worden dat MPs met een hoge dichtheid eerder en sneller zinken dan deeltjes met een lage dichtheid. Natuurlijke processen zoals biofilmvorming kunnen de dichtheid en dus de transportkarakteristieken van MP-deeltjes beïnvloeden.

Deeltjesgrootte

De grootte van MP-deeltjes varieert over meer dan 6 ordes van grootte, van de nanometer- tot de milimeterschaal. Metingen in verschillende milieu-monsters (zoetwater, zoutwater, sediment, lucht) laten zien dat er veel meer kleine MP-deeltjes in het milieu aanwezig zijn dan grote deeltjes (bijv. [Minténig et al., 2020](#); Figuur 2a). Dit is in zekere mate verontrustend voor de verwachte aantallen nanoplastic-deeltjes: deze deeltjes zijn tot op heden vaak nog te klein zijn om te kunnen meten en zijn zo klein dat ze in tegenstelling tot microplastics niet alleen in het maag-darmstelsel en kieuwen maar mogelijk ook dieper in het lichaam opgenomen kunnen worden en daarmee potentieel een grotere impact hebben. Ook is te verwachten dat het aandeel nanoplastic-deeltjes met de tijd alleen maar zal toenemen door fragmentatie van grotere MP-deeltjes (Figuur 2a).

Vorm

Naast polymeertype en deeltjesgrootte kan de vorm van een MP-deeltje belangrijk zijn voor het transport ervan door het (aquatische) milieu, en hoe gemakkelijk het opgenomen wordt door aquatische organismen. Fragmenten, vezels en film (bijvoorbeeld een dun, plastic vel) zijn de meest voorkomende vormen van MP-deeltjes die in het aquatisch milieu gevonden worden ([Kooi and Koelmans, 2019](#)). Vaak wordt de vorm beschreven aan de hand van afmetingen zoals de lengte, breedte en hoogte van het deeltje of de verhouding tussen twee of meer van deze aspecten. Figuur 2b laat het verschil zien tussen de lengte en breedte van MP-deeltjes die in het aquatisch milieu aanwezig zijn en de lengte en breedte van MP-deeltjes die daadwerkelijk opgenomen zijn door aquatische organismen. Hieruit blijkt dat er voor MP een bepaalde grootteverdeling lijkt te zijn die wel opgenomen wordt, terwijl dit voor de echt veel kleinere deeltjes niet of in mindere mate het geval is (Figuur 2b).



Figuur 2: (a) Relatie tussen deeltjesgrootte en deeltjesaantallen bij gelijke concentratie MP-deeltjes uitgedrukt in gewicht per liter, en (b) relatie tussen de lengte en breedte van MP-deeltjes die in het aquatisch milieu aanwezig zijn, en de lengte en breedte van MP-deeltjes die daadwerkelijk opgenomen zijn door aquatische organismen. Aangepast van [Koelmans et al., 2022](#).

Chemische eigenschappen microplastics

Chemische stoffen die aan de plastics zijn toegevoegd (additieven) of die in het milieu door de micro-plastics zijn opgenomen, noemen we plastic-geassocieerde chemicaliën. Chemische stoffen die bewust tijdens het productieproces aan de plastics zijn toegevoegd, zogenaamde additieven, dienen vaak om het polymeer te stabiliseren. Ze zorgen bijvoorbeeld voor een verhoogde hitte- of UV-bestendigheid. Additieven zoals pigmenten, weekmakers en vlamvertragers kunnen ook later in het fabricageproces toegevoegd worden om de juiste eigenschappen te verkrijgen. Naast de polymeren en additieven bevatten MP-deeltjes vaak ook onzuiverheden stoffen die zijn achtergebleven tijdens het productieproces. Al deze stoffen afbreken en andere stoffen vormen. Ook kunnen stoffen uit het milieu zich aan de MP-deeltjes binden via

adsorptieprocessen. In dit [Deltafact humane gezondheid](#) zijn enkele voorbeelden van plastic-geassocieerde chemicaliën te vinden.

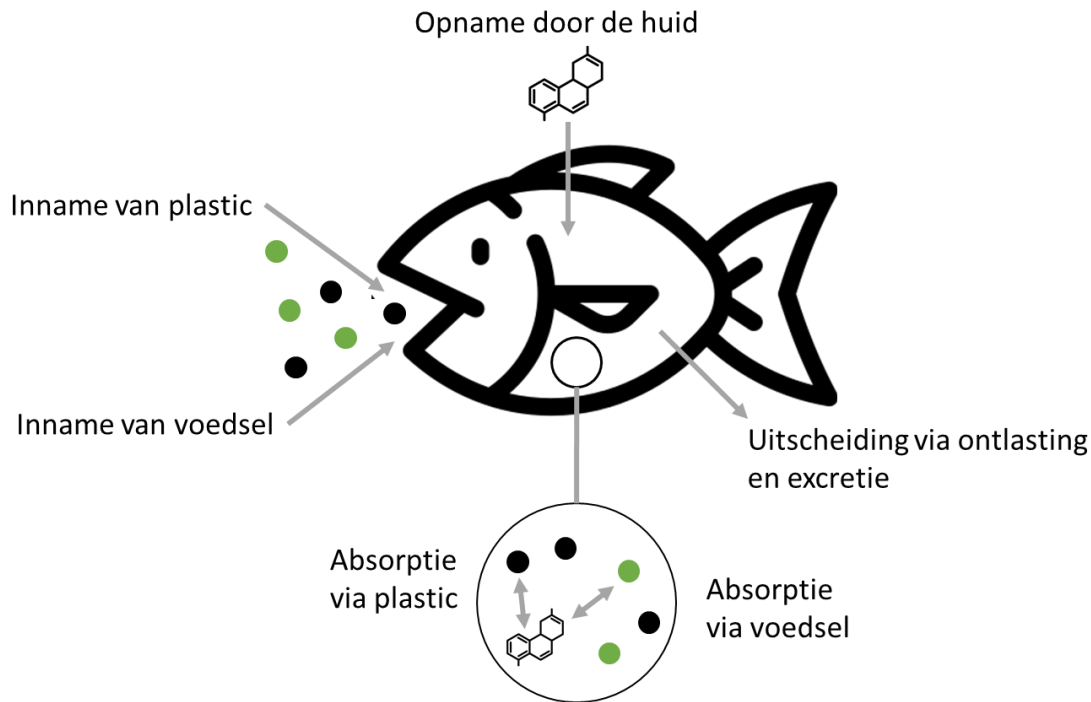
Er is lange tijd gedacht dat MP-deeltjes als een vector voor chemische stoffen kunnen dienen ([Koelmans et al., 2021](#)). Het idee van deze vectorwerking is dat de plastic-geassocieerde chemicaliën samen met het plastic via voedselinname het organisme binnenkomen (Figuur 3). Eenmaal in het maag-darmstelsel zouden de chemicaliën door desorptieprocessen vrij kunnen komen van het MP-deeltje, waardoor het organisme een verhoogde chemische blootstelling ervaart. Deze chemische blootstelling kan vervolgens weer leiden tot nadelige effecten, afhankelijk van welke stof(fen) het betreft en in welke concentraties deze stoffen aanwezig zijn. Echter, deze vectorwerking blijkt niet zo belangrijk als eerder gedacht ([Koelmans et al., 2021](#)).

De eerdere overschatting was het gevolg van de opzet van de meeste experimenten, waarin alleen chemische blootstelling via plastic inname als blootstellingsroute is meegenomen. Andere routes waarop een organisme blootgesteld kan worden aan deze chemicaliën, bijvoorbeeld opname via de huid of via het voedsel, zijn in deze experimenten achterwege gelaten. Een dergelijke experimentele opzet zorgt ervoor dat het relatieve belang van de vectorwerking van MP-deeltjes overschat wordt. Tegelijkertijd wordt de totale chemische blootstelling van een organisme onderschat.

Anderzijds ontstond overschatting doordat de meeste experimenten een onrealistische concentratiegradiënt tussen de MP-deeltjes en de biologische receptoren hanteren. Hoewel er op MP-hotspots in theorie een hoge MP-inname kan plaatsvinden, is het meer aannemelijk dat een organisme verhongert voordat er een chemische toxiciteitsdrempel overschreden wordt. Het individu moet namelijk zoveel MP-deeltjes opnemen dat de voedselarme bulk aan plastic het maag-darmstelsel zal blokkeren.

Indien alle mogelijke blootstellingsroutes meegenomen worden, blijkt de vectorwerking van MP-deeltjes dus gering ([Koelmans et al., 2021](#)).

Hierbij dient wel opgemerkt te worden dat effecten van stoffen niet per se zichtbaar hoeven te zijn in standaard MP-toxiciteitstesten. Met name als stoffen zeer persistent en zeer bioaccumulerend (very Persistent and very Bioaccumulating, vPvB) kunnen effecten pas na langere periode ontstaan door bioaccumulatie en biomagnificatie van de vPvB stoffen in de voedselketen in blootgestelde organismen of organismen hoger in de voedselketen. Dergelijke periodes zijn doorgaans te lang voor standaard testen en omdat er discussie is of MP al dan niet onder de vPvB noemer geschaard kunnen worden, is dit voor sommigen een rede om hier het voorzorgsprincipe te hanteren.



Figuur 3: De verschillende opname-, uitscheiding- en excretieroutes van met plastic-geassocieerde chemische stoffen. Aangepast van [Koelmans et al., 2021](#).

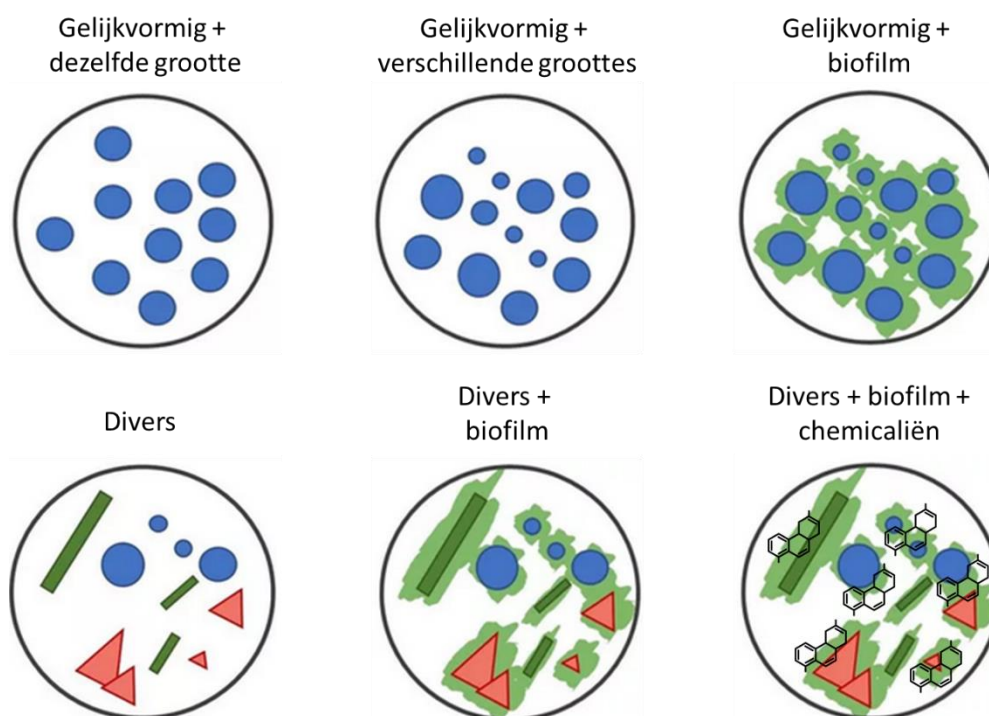
Wat zijn de (mogelijke) risico's van microplastics in het milieu?

Het uiteindelijke risico van MP-deeltjes kan bepaald worden door de concentratie MP-deeltjes die in het milieu gevonden wordt (de blootstelling) te delen door de concentratie waarbij een ecologisch effect gevonden wordt. Als de verhouding tussen blootstelling en effectendrempel groter dan 1 is, spreken we van een mogelijk risico. Daarom lichten we eerst toe bij welke concentraties er effecten in aquatische organismen gevonden worden, gevolgd door wat de waarschijnlijke blootstellingsconcentraties van deze organismen in het milieu zijn.

Effecten

Tot nu toe zijn er in laboratoriumstudies effecten van nanoplastic- en MP-deeltjes gemeld op het niveau van het suborganisme (binnen één organisme: impact op functioneren van weefsels, organen of processen in een individu), het individu en de populatie ([Koelmans et al., 2022](#)). Binnen het organisme is gevonden dat nanoplastic- en MP-deeltjes het zuurstofverbruik *kunnen* verhogen en ontstekingen, genotoxiciteit, neurotoxiciteit, oxidatieve stress, en verstoring van de darmflora *kunnen* veroorzaken. Op individueel niveau is gevonden dat ze de overleving, groei, voeding, voortplanting, mobiliteit en de embryonale ontwikkeling *kunnen* beïnvloeden. Op populatieniveau zijn

effecten op soortenaantallen aangetoond ([Koelmans et al., 2022](#)). Het blijft de vraag welk van deze effecten uiteindelijk in het veld optreden, aangezien al deze studies zijn uitgevoerd in het laboratorium en extrapolatie naar realistische veldomstandigheden doorgaans lastig is. Ook blijft het lastig om deze verschillende studies te combineren en tot één concentratie te komen waaronder negatieve effecten uitgesloten kunnen worden of als niet-relevant kunnen worden gezien (de zogenaamde effectdrempel). Dit komt onder andere doordat verschillende effectstudies gebruik maken van verschillende MP-samenstellingen (Figuur 4). Lang niet altijd wordt de precieze MP-samenstelling correct beschreven in deze studies. Daarnaast zijn de gebruikte MP-samenstellingen vaak niet een realistische weergave van wat in het milieu wordt gevonden. [Koelmans en collega's \(2020\)](#) hebben een oplossing gevonden waarmee dergelijke studies toch geïntegreerd kunnen worden in één enkele effectdrempel. Dit wordt nog wat uitgebreider toegelicht in de paragraaf over risico's.



Figuur 4: Illustratie van een aantal mogelijke samenstellingen van microplastics zoals die gebruikt worden in effectstudies.

De uiteindelijke interactie tussen MPs en organismen kan intern of extern plaatsvinden, afhankelijk van de mate waarin de deeltjeseigenschappen opname in het organisme toelaten. Op basis van een kritische review van een groot aantal onderzoeken concluderen [De Ruijter et al. \(2020\)](#) dat drie effectmechanismen het meest waarschijnlijk zijn: i) remming van voedselopname en/of verminderde

voedingswaarde van voedsel ("voedselverduunning"), ii) interne fysieke schade, en iii) externe fysieke schade. Remming van voedselassimilatie en/of verminderde voedingswaarde kan worden veroorzaakt door een fysieke blokkering van de voedselpassage, wat weer leidt tot een gevoel van verzadiging, of een verminderde voedselopname in de aanwezigheid van de deeltjes ([Redondo-Hasselerharm et al., 2018](#)). Wat betreft interne fysieke schade zijn fenomenen zoals verdunningen in de darmwand van zebravissen ([Qiao et al., 2019](#)), en aanwezigheid van MPs in de kieuwen van sommige mosselsoorten ([Von Moos et al., 2012](#)) beschreven. Er wordt in deze studies enkel over 'potentiële effecten' gepraat, zonder daarbij duidelijke conclusies te trekken over de schade die plaatsvindt bij milieurelevante concentraties van MP-deeltjes. Rapportages van fysieke schade omvatten onder andere beschadigingen aan de kaken van goudvissen ([Jabeen et al., 2018](#)), afname in de wortellengte van eendenkroos ([Kalčíková et al., 2017](#)), en misvormingen in de antennes van watervlooien ([Ziajahromi et al., 2017](#)). Effecten hoeven niet alleen maar negatief te zijn. Zo vonden [Amariei et al. \(2022\)](#) een lagere sterfte van daphnia bij blootstelling aan MP bedekt met een voedselrijke biofilm, vergeleken met blootstelling aan dezelfde microplastic deeltjes zonder biofilm. Voor een uitgebreider overzicht van de gevonden effecten, verwijzen we naar de review van [De Ruijter et al., 2020](#).

Hoewel het aantal artikelen over effecten van MPs op in het water levende organismen in de laatste paar jaar exponentieel is toegenomen, is de voornaamste conclusie uit de studie van [De Ruijter et al., 2020](#) dat de resultaten voor risicobeoordeling nog nauwelijks bruikbaar zijn. Dit wordt meer gedetailleerd toegelicht onder het kopje Kennisleemtes. In het kort: veel studies blijken niet te voldoen aan een reeks kwaliteitscriteria door een gebrek aan consistentie en standaardisatie tussen de testmethoden ([De Ruijter et al., 2020](#)). Ondanks dat er dus veel studies zijn uitgevoerd naar de effecten van MPs op aquatische organismen, blijkt het aandeel daadwerkelijk betrouwbare effectstudies niet voldoende voor een robuuste effectdrempel.

Blootstelling

De blootstelling van aquatische organismen aan MPs wordt bepaald door drie factoren: i) de concentratie aanwezige deeltjes, ii) de fysische en chemische eigenschappen van deze deeltjes (zoals grootte, vorm en dichtheid), en iii) specifieke eigenschappen van de soort ([Kooi and Koelmans, 2019](#)).

Binnen Nederland uitgevoerde monitoringsprogramma's laten zien dat MP-concentraties in het aquatisch milieu erg variabel zijn over de ruimte en in de tijd. Zo werden bij een grote meetcampagne die is uitgevoerd in de Maas en de Dommel in

het najaar van 2017 concentraties in oppervlaktewater gevonden die variëren tussen 160 en 11.530 MP-deeltjes/m³ ([Minténig et al., 2020](#)). Tijdens deze meetcampagne is daarnaast op twee locaties meermaals gemeten. De MP-concentraties varieerden tussen 850 en 1.200 MP-deeltjes/m³ (Eijsden, drie seizoenen) en 720 en 6.860 MP-deeltjes/m³ (Sint Oedenrode, vier seizoenen). Daarnaast bleken MP-concentraties in het sediment ook ruimtelijk variabel – in de Dommel varieerden concentraties tussen de 3.000 en 17.000 MP-deeltjes/kg sediment ([Pan et al., 2021](#)). De weinige gegevens die er zijn laten erg variable resultaten zien waardoor de daadwerkelijke blootstelling niet goed te schatten is.

De eerder genoemde fysische eigenschappen van MP-deeltjes zijn bepalend voor zowel het gedrag van de MP-deeltjes in het milieu (d.w.z. transportprocessen), als de mate waarmee de deeltjes door aquatische organismen opgenomen kunnen worden (d.w.z. opname en biobeschikbaarheid). Transportprocessen (bijvoorbeeld bezinking, resuspensie, en aggregatie) bepalen grotendeels waar MP-deeltjes terecht zullen komen in het milieu. Deze processen zijn sterk afhankelijk van deeltjeseigenschappen zoals grootte en dichtheid. Biologische processen, zoals biofilmvorming (een laagje organisch materiaal rond een MP-deeltje), hangen af van een combinatie van biologische omstandigheden (bijvoorbeeld samenstelling van micro-organismen, nutriëntenbeschikbaarheid) en deeltjeseigenschappen, en zijn mede bepalend voor de blootstelling en effecten ([Rummel et al., 2017](#), [Redondo-Hasselerharm et al., 2020a](#), [Amariei et al. 2022](#)).

Als laatste bepalen specifieke eigenschappen van het organisme de uiteindelijke blootstelling aan MP-deeltjes. Denk daarbij aan eigenschappen zoals de manier waarop ze eten of zich voortbewegen ([O'Connor et al., 2020](#)). Een kleine soort die in het bovenste deel van de waterkolom leeft zal minder snel een MP-deeltje tegenkomen als dit deeltje relatief groot is, een hoge dichtheid heeft en snel afzinkt. Omgekeerd zullen dergelijke soorten eerder worden blootgesteld aan relatief kleine MP-deeltjes met een lage dichtheid, aangezien deze in hetzelfde compartiment voorkomen en biobeschikbaar zijn.

Risico's

Op dit moment zijn veel van de gegevens die nodig zijn om een goede risicobeoordeling voor MPs te doen onvolledig of van lage kwaliteit ([Koelmans et al., 2020](#)). Pas de laatste vier jaar bestaan er manieren om de kwaliteit van MP-data te screenen (bijvoorbeeld [Hermsen et al., 2018](#), [Koelmans et al., 2019](#), [De Ruijter et al., 2020](#), [Koelmans et al., 2021](#)), en pas sinds 2020 bestaat er een manier om risico's

van MPs in het aquatisch milieu in te schatten op basis van uiteenlopende effectstudies in het lab ([Koelmans et al., 2020](#), [Koelmans et al., 2022](#)). Dit wordt bereikt door ten eerste verschillen in grootte van de MPs te corrigeren met een correctiefactor. Ten tweede wordt op basis van statistische verdelingen een omrekening tussen aantal, volume en massaconcentratie mogelijk gemaakt, waardoor effectstudies met elkaar te vergelijken zijn, zelfs als de geteste en/of gerapporteerde parameters van MPs verschillen (bijvoorbeeld Figuur 4 linksboven vergeleken met linksonder). Tot dusverre is deze methode toegepast in twee wetenschappelijke studies ([Koelmans et al., 2020](#), [Redondo-Hasselerharm 2020a](#)), en één keer in een context van formele regelgeving (Mehinto et al., ingediend). De studies laten zien dat risico's nu niet wijdverbreid zijn, maar dat binnen een eeuw wel zullen worden als er niets wordt gedaan aan de emissies van plastic afval naar het milieu ([SAPEA 2019](#)). Dit wordt veroorzaakt door de voortdurende en zelfs toenemende emissies maar ook door het feit dat als de deeltjes eenmaal in het milieu aanwezig zijn, ze niet of nauwelijks verdwijnen, maar slechts fragmenteren naar kleinere deeltjes (die mogelijk problematischer zijn). De gevolgen liggen in de sfeer van minder individuen per soort ([Redondo-Hasselerharm 2020b](#)), verstoring en afnemende veerkracht van functies van aquatische ecosystemen ([Kong and Koelmans 2019](#)), en in problemen met drinkwaterkwaliteit.

6. KENNISLEEMTES

Duidelijk is dat nog veel onderzoek nodig is om de ecotoxicologische effecten van microplastics in kaart te brengen. In deze paragraaf worden de belangrijkste kennisleemtes uitgelicht

Monitoring, meetmethoden en blootstelling

Hoewel er verschillende meetmethoden beschikbaar zijn, is er momenteel geen landelijke strategie over 'waar' en 'wanneer' er 'wat' gemeten moet worden. Een meetstrategie voor MPs in drinkwater wordt in januari 2024 verplicht gesteld vanuit de EU ([EU Directive 2020/2184](#)). Echter, hierbij worden voornamelijk geen nadere specificaties gegeven over de te gebruiken meettechnieken. Daarnaast zijn er geen eenduidige kaders gesteld (m.b.t. bijvoorbeeld grootte, methode, en relatie tot normen) en bovendien wordt er, voor zover bekend, niet eenzelfde eis gesteld voor voedsel.

Voor het opstellen van een effectieve meetstrategie is het van belang dat er een goed beeld is van de voornaamste bronnen. Terwijl puntbronnen redelijk eenvoudig in kaart zijn te brengen, is dit lastig voor diffuse bronnen (zoals oppervlakkige afstroming van

wegen). Dit kan deels verholpen worden met de inzet van voorspellende ruimtelijke en temporele modellen ([Kooi et al., 2018](#), [Besseling et al., 2017](#)). Deze zijn echter voornamelijk gericht op oppervlaktewater en minder op de compartimenten lucht en bodem. Het is dus belangrijk dat betrouwbare modellen voor alle compartimenten (verder) ontwikkeld gaan worden.

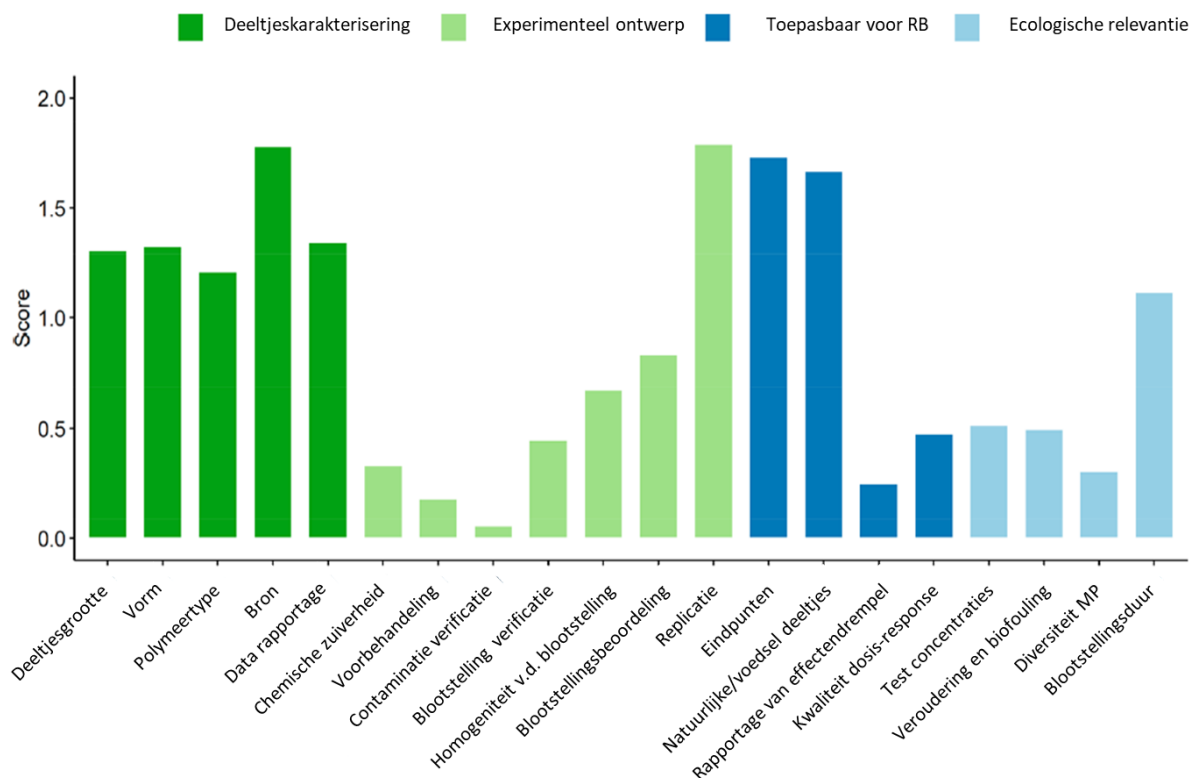
Vanuit de waterbeheerders (o.a. waterschappen en Rijkswaterstaat) is er daarnaast een grote wens voor één geharmoniseerd meetprotocol. Bij voorkeur bevat een dergelijk protocol een beperkt aantal verschillende methoden die elkaar aanvullen en elk een eigen doel en niveau van detail hebben. Daarbij zijn de volgende overwegingen belangrijk: moet de methode geschikt zijn voor een (grove) indicatie, met bijvoorbeeld een focus op enkele veelvoorkomende polymeertypes, of moet de methode heel gedetailleerd zijn en 'alle' plastics detecteren? Dit soort vragen zijn sturend voor de methode, en daarmee ook voor de menskracht - en financiële investeringen - die nodig zijn. Tot op heden is er geen geharmoniseerde meetstrategie ontwikkeld.

Ecologische effecten

Wat betreft ecologische effecten is de voornaamste kennisleemte het gebrek aan betrouwbare effectstudies die in de risicobeoordeling gebruikt kunnen worden. Dit komt voornamelijk doordat er een gebrek aan consistentie en standaardisatie tussen de testmethoden is. Hoewel sommige onderzoeken mechanismen achter de gevonden effecten kunnen aantonen, worden de meeste gesuggereerde mechanismen slecht onderbouwd door het experimentele ontwerp of de verkregen resultaten. Dit heeft geleid tot veel speculatie over de gerapporteerde effecten en effectmechanismen, wat een betrouwbare risicobeoordeling bemoeilijkt.

Om dit te verhelpen hebben onderzoekers van de Wageningen Universiteit een literatuurstudie uitgevoerd waarin ze 105 MP effectstudies met aquatische biota hebben geëvalueerd op basis van 20 kwaliteitscriteria (Figuur 5, [De Ruijter et al., 2020](#)). Deze criteria zijn verdeeld over vier hoofdcategorieën, die alle vier cruciaal zijn voor de kwaliteit van de effectenstudie: i) deeltjeskarakterisering, ii) experimenteel ontwerp, iii) toepasbaarheid bij risicobeoordeling, en iv) ecologische relevantie. Daarnaast hebben ze beoordeeld of de aangetoonde effectmechanismen met voldoende bewijs worden ondersteund. De uitkomsten lieten helaas zien dat geen enkele studie positief scoorde op *alle* criteria (Figuur 5), hetgeen bevestigt dat er dringend behoefte is aan betere kwaliteitsborging. De meest urgente aanbevelingen voor verbetering hebben enerzijds betrekking op het vermijden en verifiëren van

verontreiniging door lucht, water en alle materialen die tijdens het experiment zijn gebruikt. Anderzijds hebben ze betrekking op het verbeteren van de milieurelevantie van blootstellingsomstandigheden, zodat de effecten die in de test gevonden worden ook daadwerkelijk in het milieu voor kunnen komen. Idealiter worden de 20 gesuggereerde criteria verder ontwikkeld tot meer gedetailleerde richtlijnen en checklists (De Ruijter et al., 2020). Op deze manier is de kans het grootst dat we over een paar jaar wel voldoende betrouwbare effectenstudies beschikbaar hebben om een betrouwbare risicobeoordeling mee uit te voeren.



Figuur 5: De gemiddelde score van de 105 studies voor de 20 criteria zoals beoordeeld door De Ruijter et al. 2020, verdeeld over de categorieën "deeltjeskarakterisering", 'experimenteel ontwerp', toepasbaarheid voor risicobeoordeling (RB) en 'ecologische relevantie'. Aan elk onderzoek is per criterium een waarde toegekend van 2 (voldoende), 1 (voldoende met beperkingen), of 0 (onvoldoende) punten.

Risico's en regelgeving

Rondom MP-problematiek worden twee overheersende opvattingen onderscheiden in het beheer en beleid. De eerste opvatting stelt dat MPs niet in het milieu thuishoren en dat er daarom gestopt moet worden met het lekken van MP deeltjes naar het milieu ("zero emission principle"). Deze opvatting wordt mede ingegeven door de mogelijke vPvB eigenschappen van MPs wat mogelijk tot gevolg zou hebben dat de

daadwerkelijke effecten van MPs niet met standaardtesten, zoals we die kennen uit de reguliere ecotoxicologie, bepaald kunnen worden. De tweede, meer pragmatische opvatting acht een duiding van de meetwaardes en hun mogelijke gevolgen noodzakelijk. Met name deze tweede opvatting heeft behoefte aan een duidelijke normering voor MPs in oppervlakte- en/of drinkwater omdat deze norm al dan niet vervolgacties nodig maakt, zoals bijvoorbeeld het prioriteren van de beschikbare technieken voor bron- en/of end-of-pipe maatregelen. Deze normering vergt echter eerst dat blootstelling en effecten op een betrouwbare manier worden vastgesteld. Hier liggen de voornaamste kennisleemtes.

Gezien de aard van de MP-problematiek is het mogelijk dat hier net zoals bij gewasbeschermingsmiddelen een prospectieve risicobeoordeling voor komt. In de Verenigde Staten heeft dit bijvoorbeeld al plaatsgevonden ([website SCCWRP](#)). Binnen Europa zijn de restricties die tot nu toe opgesteld zijn van toepassing op primaire plastics ([website ECHA](#)). Omtrent secundaire plastics zijn er beperkingen van single use plastics, en was er recentelijk een EU consultatie over dit onderwerp. De Europese Commissie is ook actief op dit gebied ([website EC](#)). De regelgeving omtrent secundaire plastics blijft echter tot nu toe achter vergeleken met de regelgeving omtrent primaire plastics, en zal dus nog verder ontwikkeld moeten worden.

Het risico op het optreden van effecten wordt naarmate de tijd verstrijkt alleen maar groter, aangezien MPs niet of nauwelijks afbreken in het milieu ([SAPEA, 2019](#), [Everaert et al., 2020](#)). Welke norm er ook afgeleid wordt, door het persistente karakter van MPs is het zeer waarschijnlijk dat er ergens in de (nabije) toekomst een keer een overschrijding gaat optreden. Dit geeft het MP-probleem een duidelijke urgentie. Het blijft echter moeilijk om inzichtelijk te maken wanneer nu precies welk risico optreedt. Om dit te concretiseren kunnen modellen zeer goed van pas komen, omdat verschillende scenario's over de tijd kunnen worden gesimuleerd ([Everaert et al., 2020](#)). Op basis van de uitkomsten van zulke studies kan doelgericht ingezet worden op of 1) de implementatie van technieken of 2) nader onderzoek om het inzicht in de problematiek te vergroten en wet- en regelgeving te voeden.

Communicatie, de sleutel tot succes

Het onderwerp is een groot onderdeel van het publieke debat geworden. Een gevolg hiervan is dat (risico-)communicatie zeer belangrijk geworden is ([SAPEA, 2019](#), [Wardman et al., 2021](#)). Het onderwerp communicatie werd dan ook door verschillende deelnemers van het symposium specifiek aangekaart, evenals een behoefte aan

projecten waarvan het voornaamste doel het communiceren van het MP-probleem aan het algemene publiek is. Daarbij kunnen zowel de watersector als de academische wereld een belangrijke rol spelen, met eenduidige voorlichting richting de burger.

De Nederlandse watersector is gebaat bij goede relaties met onderzoeksinstituten, universiteiten, en -programma's via projecten die zich richten op gebruik door eindegebruikers zoals [MOMENTUM](#), [TRAMP](#) en [KIWK](#). Door middel van symposia, workshops, publicaties en rapportages uit de verschillende deelnemende instituten kan er een vlotte kennisdisseminatie plaatsvinden, waardoor de watersector goede toegang heeft tot de meest recente kennis. Dergelijke projecten zouden in de toekomst voortgezet moeten worden om een goede communicatie tussen onderzoekers, beleidsmakers en waterbeheerders op peil te houden.

7. BRONNEN & LINKS

Amariej, G., Rosal, R., Fernández-Piñas, F., Koelmans, A.A. 2022. Negative food dilution and positive biofilm carrier effects of microplastic ingestion by *D. magna* cause tipping points at the population level. *Environ. Pollut.* <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.118622>

Besseling, E., Quik, J. T., Sun, M., & Koelmans, A. A. (2017). Fate of nano-and microplastic in freshwater systems: A modeling study. *Environmental pollution*, 220, 540-548. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.10.001>

Everaert, G., De Rijcke, M., Lonneville, B., Janssen, C. R., Backhaus, T., Mees, J., ... & Vandegehuchte, M. B. (2020). Risks of floating microplastic in the global ocean. *Environmental Pollution*, 267, 115499. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115499>

Hermsen, E., Mintenig, S.M., Besseling, E., Koelmans, A.A. 2018. Quality criteria for the analysis of microplastic in biota samples. *Critical review. Environ. Sci. Technol.* 52, 10230–10240. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b01611>

Jabeen, K., Li, B., Chen, Q., Su, L., Wu, C., Hollert, H., & Shi, H. (2018). Effects of virgin microplastics on goldfish (*Carassius auratus*). *Chemosphere*, 213, 323-332. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.09.031>

Kalčíková, G., Gotvajn, A. Ž., Kladnik, A., & Jemec, A. (2017). Impact of polyethylene microbeads on the floating freshwater plant duckweed *Lemna minor*. *Environmental Pollution*, 230, 1108-1115. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.07.050>

Koelmans, A.A., Mohamed Nor, N.H., Hermsen, E., Kooi, M., Mintenig, S.M., De France, J. 2019. Microplastics in Freshwaters and Drinking Water: Critical Review and Assessment of Data Quality. *Water Research*, 155, 410-422. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.02.054>

Koelmans, A.A., Redondo-Hasselerharm, P.E., Mohamed Nur, N.H., Kooi, M. 2020. Solving the non-alignment of methods and approaches used in microplastic research in order to consistently characterize risk. *Environ. Sci. Technol.* 54, 19, 12307–12315. <https://pubs.acs.org/doi/10.1021/acs.est.0c02982>

Koelmans A.A., Diepens N.J., Mohamed Nor N.H. (2021) Weight of Evidence for the Microplastic Vector Effect in the Context of Chemical Risk Assessment. In: Bank M.S. (eds) *Microplastic in the Environment: Pattern and Process. Environmental Contamination Remediation and Management.* Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-030-78627-4_6

Koelmans, A.A., Redondo-Hasselerharm, P.E., Mohamed Nor, N.H., de Ruijter, V.N., Mintenig, S.M., Kooi, M. 2022. Risk Assessment of Microplastic Particles. *Nature Reviews Materials*, <https://doi.org/10.1038/s41578-021-00411-y>

Kong, X, Koelmans A.A. 2019. Modeling decreased resilience of shallow lake ecosystems towards eutrophication due to microplastic ingestion across the food web. *Environ. Sci. Technol.*, 53, 13822-13831. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b03905>

Kooi, M., Besseling, E., Kroeze, C., Wezel, A. P. V., & Koelmans, A. A. (2018). Modeling the fate and transport of plastic debris in freshwaters: review and guidance. *Freshwater microplastics*, 125-152. https://doi.org/10.1007/978-3-319-61615-5_14

Kooi, M., & Koelmans, A. A. (2019). Simplifying microplastic via continuous probability distributions for size, shape, and density. *Environmental Science & Technology Letters*, 6(9), 551-557. <https://doi.org/10.1021/acs.estlett.9b00379>

Mehinto, A.C., Coffin, S., Koelmans, A.A., Brander, S.M., Wagner, M., Thornton Hampton, L.M., Burton, G.A., Miller, E., Guin, T., Weisberg, S.B., Rochman, C.M. 2022. Risk-Based Management Framework for Microplastics in Aquatic Ecosystems. *Micropl.&Nanopl.* Submitted.

Mintenig, S. M., Kooi, M., Erich, M. W., Pimpke, S., Redondo-Hasselerharm, P. E., Dekker, S. C., ... & Van Wezel, A. P. (2020). A systems approach to understand

microplastic occurrence and variability in Dutch riverine surface waters. *Water research*, 176, 115723. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.115723>

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. *Environmental science & technology*, 46(20), 11327-11335. <https://doi.org/10.1021/es302332w>

O'Connor, J. D., Mahon, A. M., Ramsperger, A. F., Trotter, B., Redondo-Hasselerharm, P. E., Koelmans, A. A., ... & Murphy, S. (2020). Microplastics in freshwater biota: a critical review of isolation, characterization, and assessment methods. *Global challenges*, 4(6), <https://doi.org/10.1002/gch2.201800118>

Pan, C. G., Mintenig, S. M., Redondo-Hasselerharm, P. E., Neijenhuis, P. H., Yu, K. F., Wang, Y. H., & Koelmans, A. A. (2021). Automated μ FTIR imaging demonstrates taxon-specific and selective uptake of microplastic by freshwater invertebrates. *Environmental science & technology*, 55(14), 9916-9925. <https://doi.org/10.1021/acs.est.1c03119>

Qiao, R., Sheng, C., Lu, Y., Zhang, Y., Ren, H., & Lemos, B. (2019). Microplastics induce intestinal inflammation, oxidative stress, and disorders of metabolome and microbiome in zebrafish. *Science of the Total Environment*, 662, 246-253. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.01.245>

Redondo-Hasselerharm, P. E., Falahudin, D., Peeters, E. T., & Koelmans, A. A. (2018). Microplastic effect thresholds for freshwater benthic macroinvertebrates. *Environmental science & technology*, 52(4), 2278-2286. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b05367>

Redondo-Hasselerharm, P.E. 2020a. Effect assessment of nano- and microplastics in freshwater ecosystems. Thesis Wageningen University. <https://edepot.wur.nl/533220>

Redondo-Hasselerharm, P.E., Gort, G., Peeters, E.T.H.M., Koelmans, A.A. 2020b. Nano- and microplastics affect the composition of freshwater benthic communities in the long term. *Science Advances*, 6, <https://doi.org/10.1126/sciadv.aay4054>

De Ruijter, V. N., Redondo-Hasselerharm, P. E., Guin, T., & Koelmans, A. A. (2020). Quality criteria for microplastic effect studies in the context of risk assessment: a critical review. *Environmental science & technology*, 54(19), 11692-11705. <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c03057>

Rummel, C. D., Jahnke, A., Gorokhova, E., Kühnel, D., & Schmitt-Jansen, M. (2017). Impacts of biofilm formation on the fate and potential effects of microplastic in the aquatic environment. *Environmental science & technology letters*, 4(7), 258-267. <https://doi.org/10.1021/acs.estlett.7b00164>

SAPEA, Science Advice for Policy by European Academies. (2019). *A Scientific Perspective on Microplastics in Nature and Society*. Berlin: SAPEA. <https://doi.org/10.26356/microplastics>

Wardman, T., Koelmans, A. A., Whyte, J., & Pahl, S. (2021). Communicating the absence of evidence for microplastics risk: Balancing sensation and reflection. *Environment International*, 150. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.106116>

Ziajahromi, S., Kumar, A., Neale, P. A., & Leusch, F. D. (2017). Impact of microplastic beads and fibers on waterflea (*Ceriodaphnia dubia*) survival, growth, and reproduction: implications of single and mixture exposures. *Environmental science & technology*, 51(22), 13397-13406. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b03574>

8. COLOFON

Deltafact is geschreven in het kader van het project Ketenverkenner van de Kennisimpuls Waterkwaliteit. In de Kennisimpuls werken Rijk, provincies, waterschappen, drinkwaterbedrijven en kennisinstututen aan meer inzicht in de kwaliteit van het grond- en oppervlaktewater en de factoren die deze kwaliteit beïnvloeden. Daarmee kunnen waterbeheerders en andere partijen de juiste maatregelen nemen om de waterkwaliteit te verbeteren en de biodiversiteit te vergroten.

In het programma brengen partijen bestaande en nieuwe kennis bijeen, en maken ze deze kennis (beter) toepasbaar voor de praktijk. Hiermee verstevigen ze de basis onder het waterkwaliteitsbeleid. Het programma is gestart in 2018 en duurt vier jaar. Het wordt gefinancierd door het ministerie van Infrastructuur en Waterstaat, STOWA, waterschappen, provincies en drinkwaterbedrijven.

Auteurs

Sanne van den Berg, Bas Buddendorf en Ivo Roessink vanuit Wageningen Environmental Research, Bart Koelmans, Merel Kooij, Svenja Mintenig en Paula Redondo-Hasselerharm vanuit Wageningen University, Arjen van Nieuwenhuijzen vanuit Witteveen en Bos, Arjen Markus vanuit Deltares.

Versie: 07 mei 2022

9. DISCLAIMER

De in dit Deltafact gepresenteerde kennis is gebaseerd op de meest recente inzichten in het vakgebied. Desalniettemin moeten bij toepassing ervan de resultaten te allen tijde kritisch worden beschouwd. De auteur(s) kunnen niet aansprakelijk worden gesteld voor eventuele schade die ontstaat door toepassing van het gedachtegoed uit deze publicatie.