

Présence de particules anthropiques dans les contenus stomacaux et dans le foie d'un poisson d'eau douce, le chevesne

France Collard^{1*}, Johnny Gasperi¹, Bernard Gilbert², Gauthier Eppe², Sam Azimi³, Vincent Rocher³, Bruno Tassin¹

¹Laboratoire Eau Environnement et Systèmes urbains (LEESU), Université Paris-Est Créteil, Créteil, France.

²Inorganic Analytical Chemistry Laboratory, Université de Liège, Liège, Belgique.

³Syndicat Interdépartemental pour l'Assainissement de l'Agglomération Parisienne (SIAAP), Colombes, France.

*francecollard16@gmail.com, gasperi@u-pec.fr

Résumé

Les particules anthropiques (PAs), incluant les plastiques, sont ingérées par de nombreux organismes aquatiques. Le milieu marin est mieux étudié que les milieux aquatiques terrestres, pour lesquels les études sont rares. Dans cette étude nous avons pour objectifs d'évaluer l'ingestion de PAs et de déterminer si le phénomène de translocation se produit dans le foie et dans le muscle des chevesnes en Seine. De plus, nous avons comparé nos résultats à une précédente étude sur la contamination de la colonne d'eau aux mêmes sites d'échantillonnage. Une méthode d'isolation validée et utilisant la spectroscopie Raman a été utilisée pour cette étude. Dix-huit PAs ont été trouvées après traitement de 60 estomacs. La moitié de ces PAs était des microplastiques. Vingt-cinq pour cent des individus ont ingéré au moins une PA. Leur taille varie entre 390 µm et 7,38 mm, avec une moyenne de 2,41 mm. Par ailleurs, trois foies sur 60 étaient également contaminés par des microplastiques (MPs). Aucune PA n'a été trouvée dans les muscles. La majorité des PAs des contenus stomacaux étaient des fibres. Aucune différence significative n'a été trouvée entre l'amont et l'aval de Paris, similairement aux résultats concernant la colonne d'eau. Pour la première fois, la translocation de MP a été mise en évidence dans des foies de poissons sauvages d'eau douce. Des études in vitro sur ce phénomène sont nécessaires afin d'établir quels pourraient être les impacts et le cheminement de ces PAs dans l'organisme des poissons.

1 Contexte et objectifs de l'étude

Les particules anthropiques (PAs) sont définies comme des particules, fibres ou fragments, qui ont une origine humaine comme les plastiques ou fibres textiles. De notre point de vue, nous considérons que toutes les fibres textiles ont été manufacturées par l'homme et sont donc considérées comme anthropiques même si certaines d'entre elles sont constituées d'un matériau naturel. Toutes les mers et tous les océans sont contaminés par les PAs, incluant les plastiques (Cózar et al., 2014), et donc un grand nombre d'organismes sont impactés par cette pollution (Kühn et al., 2015). De nombreuses études (Bergmann et al., 2015) ont décrit l'étendue de ce phénomène, particulièrement concernant la pollution par les plastiques et leur impact sur les organismes marins. Le milieu marin est bien documenté alors que les milieux aquatiques terrestres le sont beaucoup moins, et de la même manière, les impacts de cette pollution en eau douce sont très peu étudiés (Dris et al., 2015b). Alors que les rivières constituent un passage pour de nombreuses PAs vers les mers et océans, ce type de pollution est méconnu dans ces environnements (Lebreton et al., 2017).

Plusieurs études en Europe et dans d'autres continents ont montré que les niveaux de contamination sont parfois très élevés (Dris et al., 2015a ; Faure et al., 2015 ; Gasperi et al., 2014 ; Morritt et al., 2014 ; Wang et al., 2017). Entre autres, Lechner et al. (2014) ont calculé que la masse globale de plastiques (microplastiques et macroplastiques) était plus importante que la masse des larves de poissons. Aux U.S.A., environ 4 millions de particules sont estimées être évacuées chaque jour dans les eaux usées californiennes (Mason et al., 2016).

Ces importantes contaminations mènent à l'ingestion de PAs par les organismes. Très peu d'études se sont focalisées sur cette problématique en eau douce et parmi les quelques études disponibles, il n'y a que les contenus stomacaux qui sont analysés, particulièrement chez les poissons (Faure et al., 2012, 2015 ; Sanchez et al., 2014 ; Phillips and Bonner, 2015 ; McGoran et al., 2017 ; Pazos et al., 2017 ; Silva-Cavalcanti et al., 2017 ; Vendel et al., 2017).

Les organismes peuvent être blessés à cause de macrodéchets, ce phénomène est bien connu chez les oiseaux et les mammifères marins (Beck and Barros, 1991 ; Pierce et al., 2004 ; Jacobsen et al., 2010 ; Barreiros and Raykov, 2014). D'autre part, les animaux aquatiques, y compris les poissons, peuvent aussi être impactés d'un point de vue toxicologique (Cedervall et al., 2012 ; Rochman et al., 2013). Par exemple, les microplastiques (MPs) peuvent se transloquer dans différents organes du poisson dont le foie (Avio et al., 2015 ; Collard et al., 2017a).

Dans cette étude, nous avons analysé l'ingestion de PAs par le chevesne *Squalius cephalus* dans deux rivières anthropisées : la Seine et la Marne en région parisienne. Nous avons analysé trois types de tissus (contenus stomacaux, foie et muscle), ce qui n'a jamais été fait pour un poisson d'eau douce. De plus, le chevesne n'a pas été étudié dans le contexte de la pollution par les plastiques ou par les PAs alors que c'est une espèce commune en Europe et Asie non menacée d'extinction (Freyhof, 2014). Grâce à ces caractéristiques, le chevesne pourrait devenir un bioindicateur dans le contexte de pollution par les PAs. Les adultes sont solitaires alors que les juvéniles sont grégaires mais les deux sont pélagiques. Généralement, les chevesnes se nourrissent d'insectes, de matières végétales et de crustacés (Balestrieri et al., 2006 ; Mann, 1976 ; Michel and Oberdorff, 1995). Son régime alimentaire varie selon l'âge, les saisons et l'environnement (Nastova-Gjorgjioska et al., 1997). Les juvéniles mangent plus d'insectes (Mann, 1976) et les adultes préfèrent les végétaux, les crustacés ou d'autres poissons (Michel and Oberdorff, 1995).

En collaboration avec le SIAAP, la contamination par les PAs dans la Seine et dans la Marne a été étudiée précédemment durant une période de 19 mois entre avril 2014 et décembre 2015 (sauf janvier et août 2015), en amont et en aval de Paris (Dris et al., 2015a ; Dris, 2016). La région parisienne exerce une forte pression anthropique sur les rivières (12 millions d'habitants). Par conséquent, nos sites d'études représentent un intérêt pour l'étude de la contamination par les PAs, incluant les MPs, chez le chevesne. L'échantillonnage a été effectué le long du continuum Seine-Marne ce qui permet la comparaison avec les

niveaux de contamination en PAs établis dans des études précédentes et entre l'amont et l'aval de Paris.

Nos objectifs étaient : (1) l'évaluation du nombre de PAs ingérées par le chevesne dans deux rivières parisiennes, (2) la mise en évidence ou non du phénomène de translocation dans le foie ou les muscle de ce poisson et (3) la comparaison entre l'amont et l'aval de Paris en termes d'abondance de PAs dans les contenus stomacaux.

2 Méthodologie

2.1 Echantillonnage

Dans le cadre de la surveillance du milieu récepteur et des pêches organisées par le SIAAP, 60 chevesnes (taille moyenne 296 ± 62 mm, poids moyen 340 ± 239 g) ont été pêchés dans la Marne et la Seine (Fig. 1) entre le 28 août et le 2 septembre 2016. Sur l'ensemble des individus, les contenus stomacaux et les foies ont été collectés ($n=60$). Suite à l'utilisation d'une partie des muscles pour l'analyse de micropolluants dans le cadre de la surveillance des milieux, seule une partie des muscles a été récupéré ($n=22$). Les contenus stomacaux (CS) et les foies ont été stockés dans une solution diluée de formaldéhyde (5%) et les muscles ont été emballés dans du papier aluminium et congelés à -20°C . Tous les échantillons ont été pesés (poids humide) avant le processus d'extraction des PAs.

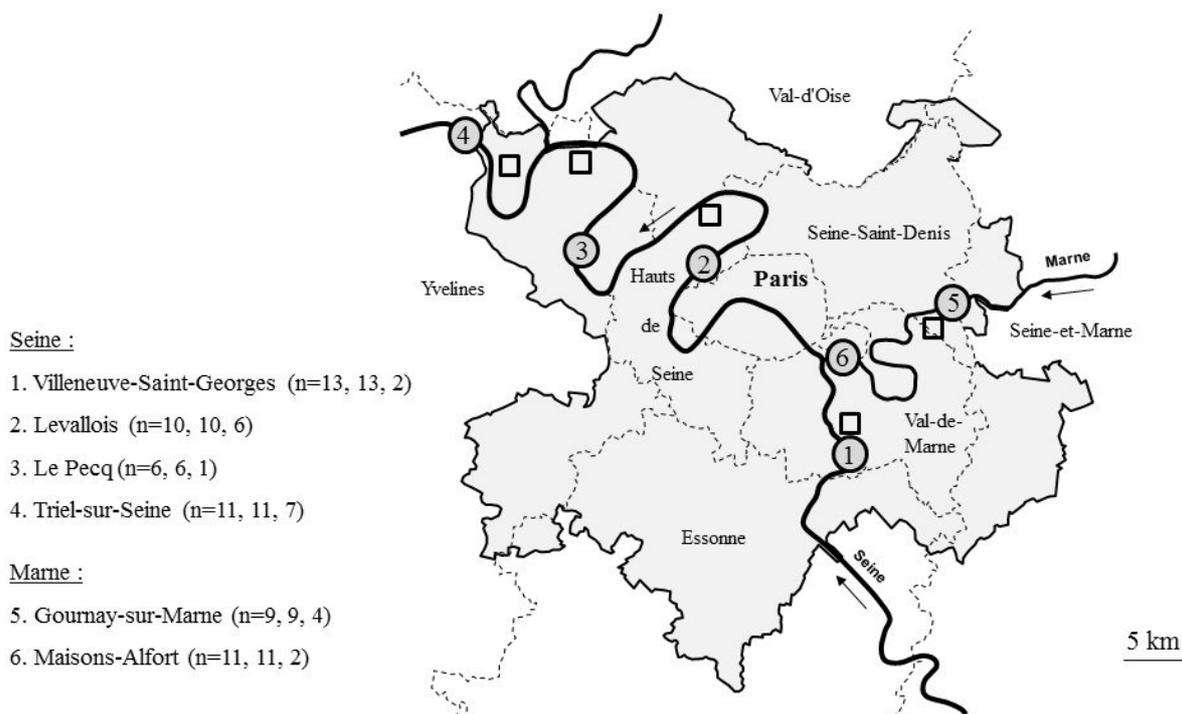


Figure 1. Stations d'échantillonnage autour de Paris. Les cercles représentent les stations d'échantillonnage, les carrés représentent les stations d'épurations. Les nombres de contenus stomacaux, foies et muscles sont donnés pour chaque station.

2.2 Méthode d'extraction des PAs

La totalité des CS et des foies a été utilisée pour les analyses tandis que seule une partie des muscles (2 à 4 g) a été dégradée. La méthode utilisée a été précédemment publiée (Collard et al., 2015). Cependant le protocole a été légèrement modifié sans pour autant altérer son efficacité. La concentration et le volume d'eau de javel ont été augmentés (18% et 300 ml) et le méthanol 99% a été remplacé par de l'éthanol 99%. Ces modifications étaient nécessaires au vu de la quantité de tissus plus importante. De plus le méthanol dégrade le chlorure de polyvinyle (PVC) alors que l'éthanol est inerte.

Les tissus ont été plongés dans la solution de javel durant une nuit. Cette solution a été ensuite filtrée (acétate de cellulose, porosité de 5 µm) et le filtre rincé avec une solution d'éthanol absolu. L'éthanol, contenant les PAs a été centrifugé à 5000 tours par minute durant 10 min. Le culot a été récupéré et posé sur une plaque en inox pour les analyses Raman.

2.3 Analyses en spectroscopie Raman

Les particules ont été analysées avec un spectromètre LabRam 300 (Jobin-Yvon) sur lequel un microscope confocal Olympus a été monté ainsi qu'un détecteur CCD Andor BRDD Du401. Selon la couleur des particules, un laser vert (argon-ion Spectraphysics 514,5 nm) ou un laser rouge (diode Torsana 784,7 nm). Deux objectifs ont été utilisés : 50x et 100x. La puissance maximale du laser était de 5 mW (laser vert) ou 30 mW (laser rouge). Les temps d'intégration variaient entre 5 et 50 s selon la particule analysée. Deux bases de données spectrales ont été utilisées pour trouver la correspondance avec les spectres des particules : une base de données commerciale (logiciel Omnic Spectra, Thermo Fisher Scientific, U.S.A.) et une base de données personnelle en utilisant le logiciel Thermo Spectra 2.0. Après ces analyses, les PAs ont été stockées dans 1 ml d'éthanol absolu pour les photographies et prises de mesure. Une particule anthropique a été définie dans notre étude comme une particule (fibres ou fragments) de polymère, ou une particule quelle que soit sa nature mais revêtue de colorants et/ou contenant des additifs (Fig. 2).

Fibres naturelles (cellulose, ...)	P A R O	Fragments naturels (cellulose & lignine, ...)
Fibres semi-synthétiques (viscose, ...)	T I C U L E	Fragments semi-synthétiques (acétate de cellulose, ...)
Fibres anthropiques	Plastique E S	Fragments anthropiques

Figure 2. Description des particules prises en compte dans notre étude ("particules anthropiques" cadres roses).

2.4 Blancs et démarche qualité

Pour minimiser au mieux la contamination par les fibres présentes dans l'air, des gants en latex ont été portés durant les manipulations. Les surfaces de travail ont été nettoyées à l'eau distillée et les plaques d'inoculation utilisées comme support pour le séchage de l'éthanol ont été placées sous un tamis métallique de 36 µm de vide de maille afin que d'éventuelles fibres ne viennent pas se déposer sur les plaques. Aucune fibre plus petite (longueur maximale) que 36 µm n'a été trouvée dans les résultats. De plus, la solution d'eau de javel diluée a été filtrée avec les mêmes membranes filtrantes que celles utilisées pour le processus d'extraction. Trois volumes de 50 ml de formaldéhyde (utilisé pour stocker les échantillons d'estomacs et de foies) ont été également filtrés avec ces membranes filtrantes. Aucune PA n'a été trouvée dans ces solutions. Aucune particule de feuille d'aluminium n'a été trouvée dans les muscles. Trois blancs sur la totalité de la procédure analytique ont été effectués en même temps que certains échantillons. Aucune PA n'a été trouvée dans ces blancs.

2.5 Mesures et photos des PAs

Après les analyses Raman, les PAs ont été récupérées et placées dans une solution d'éthanol. Pour réaliser les photographies, cette solution a été filtrée (membranes filtrantes blanches de 5 µm de porosité) pour que les PAs se retrouvent sur un support plat et blanc. Les photos ont été prises avec une loupe binoculaire (Leica MZ12, Leica AG Camera, Allemagne) et mesurées à leur longueur maximale avec le logiciel Histolab (Histolab Products AB, Suède).

2.6 Traitement des données

Les analyses statistiques ont été réalisées avec le logiciel GraphPad Prism (v5.03, GraphPad software Inc., Californie, U.S.A.). Les données quantitatives ont été testées concernant leur normalité (test de Kolmogorov-Smirnov). Toutes les séries de données avaient une distribution normale et ont donc été comparées avec une analyse ANOVA 1. Les données qualitatives ont été placées dans un tableau de contingence et comparées avec le test de Fisher. Les données sont exprimées en moyenne ± écart-type (SD).

3 Résultats

3.1 Contenus stomacaux (CS)

Dix-huit PAs ont été extraites de 15 contenus stomacaux (Fig. 3). Vingt-cinq pourcents des individus avaient ingéré au moins une PA, 15% des 60 poissons avaient ingéré au moins une particule de plastique. Neuf PAs étaient des polymères de plastique et les 9 autres étaient des particules colorées artificiellement (Tableau 1).

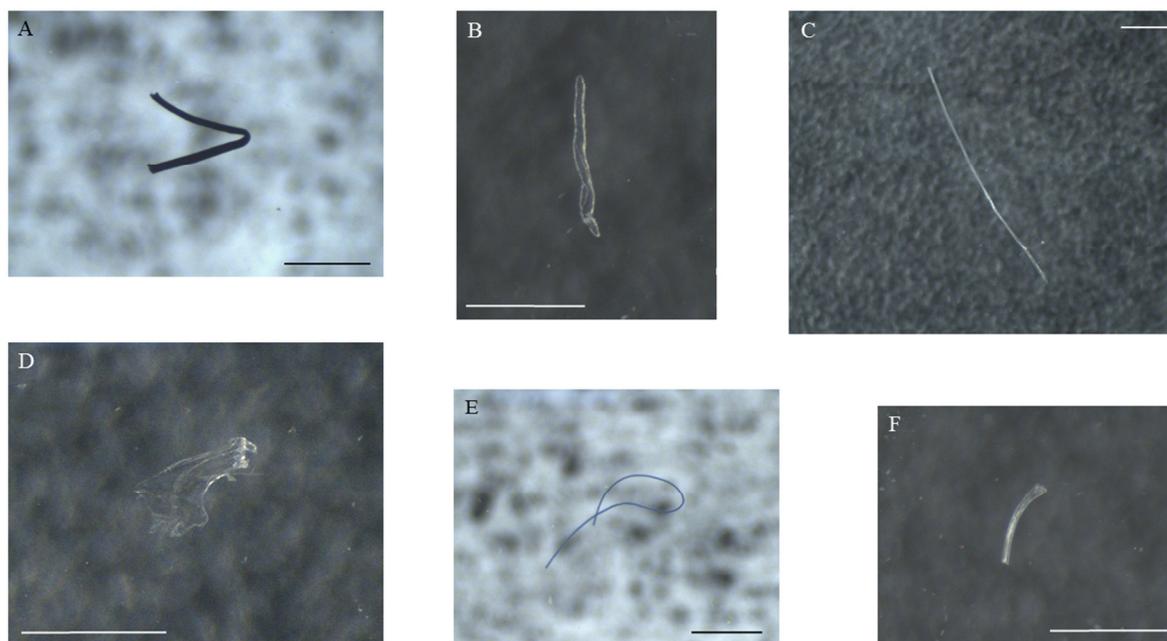


Figure 3. PAs trouvées dans les contenus stomacaux de *S. cephalus*. A : fibre colorée noire, B : fragment de PP, C : fibre de PET, D : fragment de PP, E : fibre colorée bleue, F : fragment de PET. Echelle : 500 μm .

Tableau 1. Caractéristiques des 18 PAs trouvées dans les contenus stomacaux (CS). FI : fibre, FR : fragment, PET : téréphthalate de polyéthylène, PP : polypropylène, PEVA : poly(éthylène-co-vinyl acétate), PAN : polyacrylonitrile.

Station	Composition	Taille (mm)	Diamètre (μm)	Forme	nb/g SC
Gournay-sur-Marne	PET	2,96	11	FI	0,38
	Colorant	0,84	22	FI	2,86
	PAN	7,38	30	FI	
Maisons-Alfort	Colorant	2,41	18	FR	0,23
	Colorant	0,96		FI	
	PET	0,74	12	FI	0,71
Villeneuve-Saint-Georges	PET	2,51	40	FI	2,5
	PP	0,69	59	FI	0,38
	PET	0,39	32	FI	0,67
	Colorant	1,08	27	FI	0,38
Triel-sur-Seine	Colorant	1,43	23	FI	1,7
	Colorant	2,21	17	FI	
	PEVA	6,56		FR	0,36
	PP	0,44		FR	0,67
Levallois	PET	2,36	56	FI	1,0
	Colorant	4,44	22	FI	0,59
Le Pecq	Colorant	1,21	31	FI	3,33
	Colorant	4,79	22	FI	2,0

Quatre types de polymères de plastique ont été trouvés (Fig. 4) : le poly(téréphtalate d'éthylène) (PET, n=5), le polypropylène (PP, n=2), le polyacrylonitrile (PAN, n=1) et l'éthylène-acétate de vinyle (PEVA, n=1). Sur les 18 PAs, 15 étaient des fibres et 3 étaient des fragments (Fig. 5). Les fibres plus grandes qu'1 mm étaient prédominantes (n=10), suivies par les fibres entre 500 µm et 1 mm de longueur (n=4) et par les fibres plus petites que 500 µm (n=1). Leur diamètre moyen était de 28 ± 14 µm. En ce qui concerne les particules de plastique, 7 étaient des fibres et 2 étaient des fragments. En moyenne, les PAs mesuraient $2,41 \pm 2,09$ mm avec une longueur minimale de 390 µm et une longueur maximale de 7,38 mm. D'autre part, 20 fibres de cellulose ont été trouvées dans les contenus stomacaux mais étant donné qu'elles ne sont pas revêtues de colorants et ne contiennent pas d'additifs, celles-ci ne sont pas considérées dans les résultats. Il n'y a pas de corrélation entre la taille des particules ingérées et la taille des poissons.

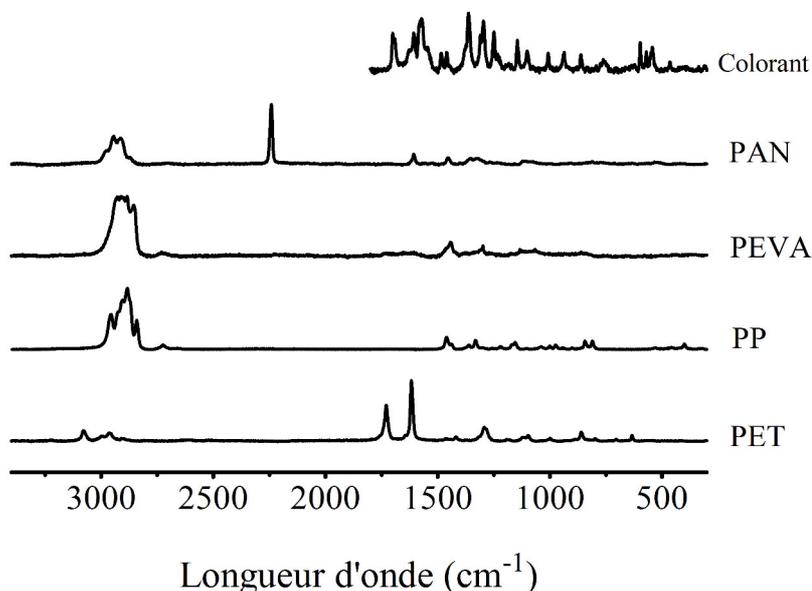


Figure 4. Spectres Raman obtenus sur des particules isolées. PET : téréphtalate de polyéthylène, PP : polypropylène, PEVA : poly(éthylène-co-vinyl acétate), PAN : polyacrylonitrile.

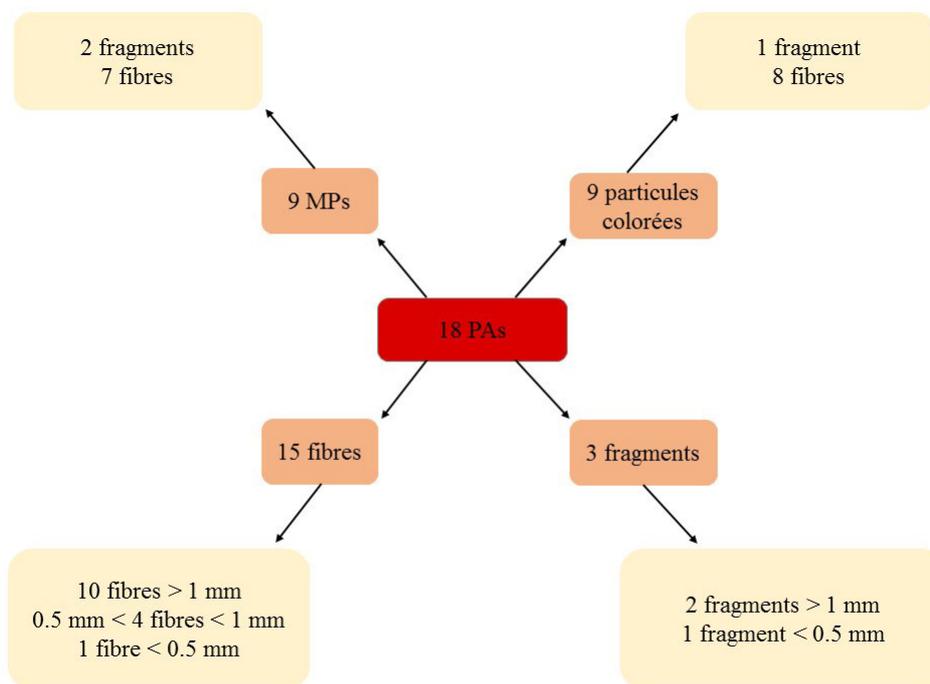


Figure 5. Résumé des formes et classes de taille trouvées dans les contenus stomacaux.

Il n'y a pas de différence significative entre l'amont et l'aval de Paris lorsqu'on regarde le pourcentage d'individus ayant ingéré des PAs, des plastiques ou la forme et la taille des particules ingérées (Tableau 2). Les CS des poissons des stations amont (Gournay-sur-Marne, Maisons-Alfort et Villeneuve-Saint-Georges) avaient 0,33 PA/g de contenu alors que les CS des poissons en aval (Triel-sur-Seine, Levallois et Le Pecq) avaient 0,37 PA/g de contenu, ne révélant aucune différence entre les deux types de stations.

Tableau 2. Comparaison entre l'amont et l'aval de Paris.

	Amont (n=33)	Aval (n=27)
%^{age} indiv. avec particules anthropiques	24%	26%
%^{age} indiv. avec microplastiques	18%	11%
Taille moy PA	2,00 mm	2,93 mm
Taille min-max	0,39-7,38 mm	0,44-6,56 mm
%^{age} de fibres	90%	75%
%^{age} de fragments	10%	15%
Nb AP/g of SC (poids humide)	0,32	0,40
Nb plastiques/g de SC (poids humide)	0,23	0,07

3.2 Foies et muscles

Quatre PAs ont été trouvées dans trois foies hors des 60 analysés. Ces PAs étaient toutes des microplastiques (MPs) : 3 étaient en polyéthylène (PE) et une en polystyrène (PS). Leur taille varie entre 147 et 567 μm (Tableau 3). Tous ces MPs étaient des fragments et non des fibres, excluant la cause de la contamination aérienne.

Aucune PA n'a été trouvée dans les muscles.

Tableau 3. Caractéristiques des MPs trouvés dans les foies. FR=fragment, PE=polyéthylène, PS=polystyrène.

Station	Polymère	Taille (mm)	Forme
Levallois	PE	0.567	FR
	PE	0.161	FR
Villeneuve-Saint-Georges	PE	0.147	FR
	PS	0.270	FR

4 Discussion

Pour la première fois, une étude compare la contamination en PAs dans un environnement aquatique d'eau douce (colonne d'eau de la Seine) et la contamination en PAs dans des poissons venant des mêmes stations d'échantillonnage. Ces contaminations ne varient pas entre l'amont et l'aval de Paris (Dris et al., 2015a). Dris (2016) a aussi montré que les fibres étaient dominantes dans la colonne d'eau : 45 fibres/m³ et 0,54 fragments/m³ en moyenne. Autre point commun, les fibres plus longues qu'1 mm sont aussi dominantes dans les deux études (Dris et al., 2015a). La plus petite fibre trouvée dans un CS mesurait 390 μm . Il est peu probable que de plus petites particules soient ingérées volontairement parce qu'elles sont certainement rejetées dans l'eau environnante en passant au travers des structures branchiales, de la bouche vers l'extérieur.

Les fibres trouvées dans l'estomac des chevesnes viennent en partie de la colonne d'eau, cette contamination ayant elle-même plusieurs sources : les retombées atmosphériques, le sédiment et divers rejets urbains. En effet, Dris et al. (2015a) ont montré que la moitié des fibres présentes dans les retombées atmosphériques étaient plus longues qu'un millimètre, la classe de taille majoritaire retrouvée dans les CS des chevesnes. Cela reste à confirmer mais il est probable qu'une certaine proportion des fibres dans les CS provienne de l'atmosphère.

Peu de fragments ont été retrouvés dans les CS comparé aux fibres. Cela peut s'expliquer d'une part parce que leur proportion est également faible dans le milieu environnant (Dris, 2016). D'autre part, il peut s'agir d'une ingestion indirecte : un transfert proie-prédateur comme cela a déjà été prouvé durant des études expérimentales (Cedervall et al., 2012 ; Farrell and Nelson, 2013 ; Setälä et al., 2014) ou une ingestion accidentelle (colonne d'eau ou sédiments).

Le chevesne est un poisson omnivore (Piria et al., 2005) et opportuniste (Balestrieri et al., 2006) ce qui signifie que tout est potentiellement une proie, incluant les plastiques. Cependant, au vu de la taille des fibres et des fragments, la plus longue a sans doute été ingérée volontairement alors que la plus petite est sûrement le résultat d'un transfert proie/prédateur ou d'une ingestion indirecte. Les particules aussi petites que 390 μm ne sont vraisemblablement pas de la nourriture habituelle pour des chevesnes adultes.

Il existe peu d'études concernant l'ingestion de PAs et/ou de MPs par les poissons d'eau douce. Néanmoins, ces études doivent être comparées avec précaution car les espèces, méthodologies (présence ou absence de processus d'identification physico-chimique des particules notamment) et environnements diffèrent. Les résultats de ces études sont parfois très différents entre eux. On retrouve le plus faible pourcentage d'ingestion par des poissons provenant du lac de Genève (Faure et al., 2015), des rivières françaises (Sanchez et al., 2014), d'un estuaire brésilien (Vendel et al., 2017) (7,5%, 12%, 9%, respectivement). Des pourcentages importants ont aussi été reportés, montant jusqu'à 100%. Cet étonnant résultat provient d'une étude sur onze espèces échantillonnées dans l'estuaire de Rio de la Plata (côte argentine) (Pazos et al., 2017). Dans le même ordre de grandeur, 96% des poissons du lac Taihu en Chine avaient ingéré du plastique (Jabeen et al., 2017). Dans la Tamise, 88% des flets avaient du plastique dans l'estomac (McGoran et al., 2017). Cette espèce est benthique, à l'inverse de l'éperlan, qui dans cette même étude, a montré une fréquence d'ingestion de 20%, bien inférieure à 88%. Au vu de ces résultats, les stratégies alimentaires pourraient influencer la fréquence d'ingestion de PAs et MPs. A notre connaissance, aucune étude n'a comparé ces deux stratégies alimentaires chez des espèces de poissons d'eau douce. Dans l'environnement marin, les sédiments constituent un puits pour les MPs (Woodall et al., 2014) et peut-être que c'est le cas aussi pour les rivières et lacs. C'est difficile à évaluer car il y a très peu de littérature scientifique sur la contamination en PAs des sédiments des environnements aquatiques terrestres.

Comme l'ont montré de nombreuses études précédemment (McGoran et al., 2017 ; Pazos et al., 2017 ; Silva-Cavalcanti et al., 2017 ; Vendel et al., 2017), la majorité des PAs étaient des fibres. Nos résultats ont pu être légèrement biaisés car certaines fibres cellulosiques initialement colorées ont pu être blanchies à cause de la javel utilisée et donc le nombre de PAs a peut-être été légèrement sous-estimé. Cependant, nos résultats sont similaires à ceux concernant les eaux de la Seine et de la Marne : elles sont plus contaminées en fibres qu'en fragments. Les concentrations en fibres élevées s'expliquent certainement du fait de différents apports urbains. Les eaux usées peuvent contenir des quantités importantes de fibres suite aux rejets des machines à laver. Cela a été souligné dans d'autres études (Dris et al., 2015a ; Leslie et al., 2017 ; Wang et al., 2017). Si l'on prend le cas de Paris, les stations d'épuration sont surtout efficaces pour les fibres plus longues que 1 mm mais les fibres plus petites peuvent passer au travers des systèmes de filtration (Dris et al., 2015a). Par conséquent, dans les environnements urbains, les fibres anthropiques constitueraient une problématique plus importante que la pollution par les fragments, particulièrement pour les organismes filtreurs qui ont une morphologie adaptée pour retenir de petites particules (Collard et al., 2017b). Le relargage de ces fibres dans l'environnement est déjà un problème majeur puisque les machines à laver peuvent relarguer plus de 1900 fibres par cycle de lavage (Browne et al., 2011). Ces fibres microplastiques, comme tous les MPs, adsorbent de nombreux polluants présents dans l'eau et les transfèrent à l'organisme qui les a ingérées (Teuten et al., 2009 ; Koelmans et al., 2016).

De plus en plus d'études reportent la présence de PAs dans les estomacs des poissons mais l'impact de cette ingestion est très peu connu. Les études qui se concentrent sur les contenus stomacaux ont des données sur quelques heures de la vie du poisson uniquement. Après avoir été ingérées les PAs sont probablement évacuées avec les excréments (Van Cauwenberghe and Janssen, 2014 ; Watts et al., 2014) mais elles pourraient avoir un temps de rétention plus grand que la nourriture « classique » (Ward and Kach, 2009). Pour avoir plus d'informations concernant les impacts de cette problématique, la prochaine étape pourrait être l'évaluation de la quantité de PAs ingérées sur une plus longue durée que quelques heures. Jusqu'à présent, aucune étude n'a reporté de blessures mécanique à cause des PAs. Le problème pourrait donc concerner uniquement l'aspect toxicologique. L'adsorption et le relargage de polluants par les plastiques commencent à être étudiés mais les autres types de PAs ne le sont pas du tout. Dans notre étude, neuf PAs sur 18 n'étaient pas en plastique. Comment ces polluants interagissent-ils avec ces particules ? Est-ce qu'ils se retrouvent aussi dans l'organisme après ingestions des particules ? Les fibres constituent la forme de particules majoritaires dans les environnements d'eau douce, lesquelles ne sont pas toutes en matières plastiques. Il est donc important de répondre à ces questions afin d'évaluer les problèmes que ce type de pollution pourraient causer.

Pour la première fois, des MPs ont été trouvés dans des foies de poissons pêchés dans leur environnement. Donc le phénomène de translocation se produit aussi en eau douce, où les fragments anthropiques sont minoritaires par rapport aux fibres (Dris, 2016), pour lesquelles ce phénomène n'a jamais été prouvé. Les impacts ne sont pas connus, ni leur trajet pour passer du tube digestif vers le foie. Cela suscite l'intérêt scientifique car ces translocations se produisent en laboratoire (Avio et al., 2015), dans l'environnement marin (Collard et al., 2017a) et en eau douce (cette étude). La translocation de MPs se sont aussi produites chez d'autres espèces comme la moule mais en laboratoire uniquement (von Moos et al., 2012 ; Brennecke et al., 2015). Aucun MP n'a été trouvé dans les muscles analysés malgré la rigueur de l'identification. Ce résultat est assez rassurant vu l'exposition de la population humaine aux muscles de poisson. Cependant seulement quelques grammes de muscle ont été prélevés pour analyse afin de limiter les volumes de solution utilisés. D'autres études sur plusieurs organes seraient nécessaires pour mieux cerner ce problème.

5 Conclusions et perspectives

En conclusion, le chevesne a ingéré des PAs, incluant des MPs, similairement à d'autres espèces d'eau douce. Les fibres étaient majoritaires dans les contenus stomacaux et sont ingérées avec des conséquences inconnues. Les fragments peuvent être transloqués dans certains organes, comme nous l'avons montré, mais jusqu'à présent cela n'a pas été observé pour des fibres. Beaucoup de questions sont en suspens. Ces MPs se retrouvent-ils dans d'autres organes que le foie ? De quelle manière les MPs rejoignent le foie ? Cela a-t-il des conséquences ? Est-ce que ce phénomène est influencé par le niveau de contamination dans le milieu ? Quelle est la proportion de MP ingérés qui se retrouvent dans le foie ? Vu la consommation de poissons à l'échelle mondiale, nous sommes directement concernés par ce problème. La prochaine étape dans la recherche devrait être le ratio fibres/fragments en eau douce. Cela permettrait de se focaliser sur les particules majoritaires et leurs impacts toxicologiques, entre autres.

Références

- Adamek, Z., Obrdlík, P., 1977. Food of important cyprinid species in the warmed barb zone of the Oslava river. *Folia Zool.* 26, 171–182.
- Avio, C.G., Gorbí, S., Regoli, F., 2015. Experimental development of a new protocol for extraction and characterization of microplastics in fish tissues: First observations in commercial species from Adriatic Sea. *Mar. Environ. Res.* 111, 18–26. doi:10.1016/j.marenvres.2015.06.014
- Balestrieri, A., Prigioni, C., Remonti, L., Sgroso, S., Priore, G., 2006. Feeding ecology of *Leuciscus cephalus* and *Rutilus rubilio* in southern Italy. *Ital. J. Zool.* 73, 129–135. doi:10.1080/11250000600679561
- Barreiros, J.P., Raykov, V.S., 2014. Lethal lesions and amputation caused by plastic debris and fishing gear on the loggerhead turtle *Caretta caretta* (Linnaeus, 1758). Three case reports from Terceira Island, Azores (NE Atlantic). *Mar. Pollut. Bull.* 86, 518–22. doi:10.1016/j.marpolbul.2014.07.020
- Beck, C.A., Barros, N.B., 1991. The impact of debris on the Florida manatee. *Mar. Pollut. Bull.* 22, 508–510. doi:http://dx.doi.org/10.1016/0025-326X(91)90406-I
- Bergmann, M., Gutow, L., Klages, M., 2015. Marine anthropogenic litter. Springer.
- Brennecke, D., Ferreira, E.C., Costa, T.M.M., Appel, D., da Gama, B.A.P., Lenz, M., 2015. Ingested microplastics (>100µm) are translocated to organs of the tropical fiddler crab *Uca rapax*. *Mar. Pollut. Bull.* 96, 491–495. doi:10.1016/j.marpolbul.2015.05.001
- Browne, M.A., Crump, P., Niven, S.J., Teuten, E., Tonkin, A., Galloway, T., Thompson, R., 2011. Accumulation of microplastic on shorelines worldwide: sources and sinks. *Environ. Sci. Technol.* 45, 9175–9. doi:10.1021/es201811s
- Cedervall, T., Hansson, L.-A., Lard, M., Frohm, B., Linse, S., 2012. Food chain transport of nanoparticles affects behaviour and fat metabolism in fish. *PLoS One* 7, e32254. doi:10.1371/journal.pone.0032254
- Collard, F., Gilbert, B., Compère, P., Eppe, G., Das, K., Jauniaux, T., Parmentier, E., 2017a. Microplastics in livers of European anchovies (*Engraulis encrasicolus*, L.). *Environ. Pollut.* doi:10.1016/j.envpol.2017.07.089
- Collard, F., Gilbert, B., Eppe, G., Parmentier, E., Das, K., 2015. Isolation and identification of anthropogenic particles in fish stomachs by Raman spectroscopy: a new method. *Organohalogen Compd.*
- Collard, F., Gilbert, B., Eppe, G., Roos, L., Compère, P., Das, K., Parmentier, E., 2017b. Morphology of the filtration apparatus of three planktivorous fishes and relation with ingested anthropogenic particles. *Mar. Pollut. Bull.* 116, 182–191. doi:10.1016/j.marpolbul.2016.12.067
- Cózar, A., Echevarría, F., González-Gordillo, J.I., Irigoien, X., Ubeda, B., Hernández-León, S., Palma, A.T., Navarro, S., García-de-Lomas, J., Ruiz, A., Fernández-de-Puelles, M.L., Duarte, C.M., 2014. Plastic debris in the open ocean. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 111, 10239–10244. doi:10.1073/pnas.1314705111
- Denuncio, P., Bastida, R., Dassis, M., Giardino, G., Gerpe, M., Rodríguez, D., 2011. Plastic ingestion in Franciscana dolphins, *Pontoporia blainvillei* (Gervais and d'Orbigny, 1844), from Argentina. *Mar. Pollut. Bull.* 62, 1836–1841. doi:10.1016/j.marpolbul.2011.05.003
- Djinova, L., 1976. Za ishranata za klenot (*Leuciscus cephalus macedonicus* Kar.) i mrenata (*Barbus cyclolepis strumicae* Kar.) od rekata i od akumulacijata Turija. *Folia Balc.* 3.
- Dris, R., 2016. First assessment of sources and fate of macro- and micro- plastics in urban hydrosystems: Case of Paris megacity. Université de Paris-Est Créteil.

- Dris, R., Gasperi, J., Rocher, V., Saad, M., Renault, N., Tassin, B., 2015a. Microplastic contamination in an urban area: A case study in Greater Paris. *Environ. Chem.* 12, 592–599. doi:10.1071/EN14167
- Dris, R., Imhof, H., Sanchez, W., Gasperi, J., Galgani, F., Tassin, B., Laforsch, C., 2015b. Beyond the ocean: contamination of freshwater ecosystems with (micro-)plastic particles. *Environ. Chem.* 12, 539. doi:10.1071/EN14172
- Eriksen, M., Mason, S., Wilson, S., Box, C., Zellers, A., Edwards, W., Farley, H., Amato, S., 2013. Microplastic pollution in the surface waters of the Laurentian Great Lakes. *Mar. Pollut. Bull.* 77, 177–182. doi:10.1016/j.marpolbul.2013.10.007
- FAO, 2011. FAO Capture Production of *Leuciscus Cephalus* [WWW Document]. URL <http://www.fishbase.se/report/FAO/FAOCatchList.php?scientific=Leuciscus+cephalus> (accessed 9.15.17).
- Farrell, P., Nelson, K., 2013. Trophic level transfer of microplastic: *Mytilus edulis* (L.) to *Carcinus maenas* (L.). *Environ. Pollut.* 177, 1–3. doi:10.1016/j.envpol.2013.01.046
- Faure, F., Corbaz, M., Baecher, H., de Alencastro, L., 2012. Pollution due to plastics and microplastics in Lake Geneva and in the Mediterranean Sea. *Arch. Sci.* 65, 157–164.
- Faure, F., Demars, C., Wieser, O., Kunz, M., de Alencastro, L.F., 2015. Plastic pollution in Swiss surface waters: nature and concentrations, interaction with pollutants. *Environ. Chem.* 12, 582. doi:10.1071/EN14218
- Freyhof, J., 2014. The IUCN Red List of Threatened Species 2014: *Squalius cephalus* [WWW Document]. URL <http://www.iucnredlist.org/details/61205/0> (accessed 9.15.17).
- Gasperi, J., Dris, R., Bonin, T., Rocher, V., Tassin, B., 2014. Assessment of floating plastic debris in surface water along the Seine River. *Environ. Pollut.* 195, 163–166. doi:10.1016/j.envpol.2014.09.001
- Jabeen, K., Su, L., Li, J., Yang, D., Tong, C., Mu, J., Shi, H., 2017. Microplastics and mesoplastics in fish from coastal and fresh waters of China. *Environ. Pollut.* 221, 141–149. doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2016.11.055
- Jacobsen, J.K., Massey, L., Gulland, F., 2010. Fatal ingestion of floating net debris by two sperm whales (*Physeter macrocephalus*). *Mar. Pollut. Bull.* 60, 765–7. doi:10.1016/j.marpolbul.2010.03.008
- Koelmans, A.A., Bakir, A., Burton, G.A., Janssen, C.R., 2016. Microplastic as a Vector for Chemicals in the Aquatic Environment: Critical Review and Model-Supported Reinterpretation of Empirical Studies. *Environ. Sci. Technol.* 50, 3315–3326. doi:10.1021/acs.est.5b06069
- Kühn, S., Bravo Rebolledo, E.L., Van Franeker, J.A., 2015. Deleterious Effects of Litter on Marine Life, in: Bergmann, M., Gutow, L., Klages, M. (Eds.), *Marine Anthropogenic Litter*. Berlin, p. 447. doi:http://dx.doi.org/10.1007/978-3-319-16510-3_4
- Lebreton, L.C.M., van der Zwet, J., Damsteeg, J.-W., Slat, B., Andrady, A., Reisser, J., 2017. River plastic emissions to the world's oceans. *Nat. Commun.* 8, 15611. doi:10.1038/ncomms15611
- Lechner, A., Keckeis, H., Lumesberger-Loisl, F., Zens, B., Krusch, R., Tritthart, M., Glas, M., Schludermann, E., 2014. The Danube so colourful: A potpourri of plastic litter outnumbers fish larvae in Europe's second largest river. *Environ. Pollut.* 188, 177–181. doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2014.02.006
- 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. *Environ. Int.* 101, 133–142. doi:10.1016/j.envint.2017.01.018
- Losos, B., Penaz, M., Kubièkova, J., 1980. Food and growth of fishes of the Jihlava river. *Acta Sc. Nat.* 14, 1–46.

- Mann, R.H.K., 1976. Observations on the age, growth, reproduction and food of the chub *Squalius cephalus* (L.) in the River Stour, Dorset. *J. Fish Biol.* 8, 265–288. doi:10.1111/j.1095-8649.1976.tb03950.x
- Mason, S.A., Garneau, D., Sutton, R., Chu, Y., Ehmann, K., Barnes, J., Fink, P., Papazissimos, D., Rogers, D.L., 2016. Microplastic pollution is widely detected in US municipal wastewater treatment plant effluent. *Environ. Pollut.* 218, 1045–1054. doi:10.1016/j.envpol.2016.08.056
- McGoran, A.R., Clark, P.F., Morritt, D., 2017. Presence of microplastic in the digestive tracts of European flounder, *Platichthys flesus*, and European smelt, *Osmerus eperlanus*, from the River Thames. *Environ. Pollut.* 220, 744–751. doi:10.1016/j.envpol.2016.09.078
- Michel, P., Oberdorff, T., 1995. Feeding habits of fourteen European freshwater fish species. *Cybiurn* 19, 5–46.
- Morritt, D., Stefanoudis, P. V, Pearce, D., Crimmen, O.A., Clark, P.F., 2014. Plastic in the Thames: A river runs through it. *Mar. Pollut. Bull.* 78, 196–200.
- Ory, N.C., Sobral, P., Ferreira, J.L., Thiel, M., 2017. Amberstripe scad *Decapterus muroadsi* (Carangidae) fish ingest blue microplastics resembling their copepod prey along the coast of Rapa Nui (Easter Island) in the South Pacific subtropical gyre. *Sci. Total Environ.* 586, 430–437. doi:10.1016/j.scitotenv.2017.01.175
- Pazos, R.S., Maiztegui, T., Colautti, D.C., Paracampo, A.H., Gómez, N., 2017. Microplastics in gut contents of coastal freshwater fish from Río de la Plata estuary. *Mar. Pollut. Bull.* 122, 85–90. doi:10.1016/j.marpolbul.2017.06.007
- Phillips, M.B., Bonner, T.H., 2015. Occurrence and amount of microplastic ingested by fishes in watersheds of the Gulf of Mexico. *Mar. Pollut. Bull.* doi:10.1016/j.marpolbul.2015.08.041
- Pierce, K.E., Harris, R.J., Larned, L.S., Pokras, M.A., 2004. Obstruction and starvation associated with plastic ingestion in a Northern Gannet *Morus bassanus* and a Greater Shearwater *Puffinus gravis*. *Mar. Ornithol.* 32, 187–189.
- Piria, M., Treer, T., Aničić, I., Safner, R., Odak, T., 2005. The natural diet of five cyprinid fish species. *Agric. Consp. Sci.* 70, 21–28.
- Rech, S., Macaya-Caquilpán, V., Pantoja, J.F., Rivadeneira, M.M., Jofre Madariaga, D., Thiel, M., 2014. Rivers as a source of marine litter - A study from the SE Pacific. *Mar. Pollut. Bull.* 82, 66–75.
- Rochman, C.M., Hoh, E., Kurobe, T., Teh, S.J., 2013. Ingested plastic transfers hazardous chemicals to fish and induces hepatic stress. *Sci. Rep.* 3. doi:10.1038/srep03263 <http://www.nature.com/srep/2013/131121/srep03263/abs/srep03263.html#supplementary-information>
- Sanchez, W., Bender, C., Porcher, J.-M., 2014. Wild gudgeons (*Gobio gobio*) from French rivers are contaminated by microplastics: preliminary study and first evidence. *Environ. Res.* 128, 98–100. doi:10.1016/j.envres.2013.11.004
- Setälä, O., Fleming-Lehtinen, V., Lehtiniemi, M., 2014. Ingestion and transfer of microplastics in the planktonic food web. *Environ. Pollut.* 185, 77–83. doi:10.1016/j.envpol.2013.10.013
- Silva-Cavalcanti, J.S., Silva, J.D.B., França, E.J. de, Araújo, M.C.B. de, Gusmão, F., 2017. Microplastics ingestion by a common tropical freshwater fishing resource. *Environ. Pollut.* 221, 218–226. doi:10.1016/j.envpol.2016.11.068
- Teuten, E.L., Saquing, J.M., Knappe, D.R.U., Barlaz, M.A., Jonsson, S., Bjorn, A., Rowland, S.J., Thompson, R.C., Galloway, T.S., Yamashita, R., Ochi, D., Watanuki, Y., Moore, C., Viet, P.H., Tana, T.S., Prudente, M., Boonyatumanond, R., Zakaria, M.P., Akkhavong, K., Ogata, Y., Hirai, H., Iwasa, S., Mizukawa, K., Hagino, Y., Imamura, A., Saha, M., Takada, H., 2009. Transport and release of chemicals

from plastics to the environment and to wildlife. *Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci.* 364, 2027–2045. doi:10.1098/rstb.2008.0284

Van Cauwenberghe, L., Janssen, C.R., 2014. Microplastics in bivalves cultured for human consumption. *Environ. Pollut.* 193, 65–70. doi:10.1016/j.envpol.2014.06.010

Vendel, A.L., Bessa, F., Alves, V.E.N., Amorim, A.L.A., Patricio, J., Palma, A.R.T., 2017. Widespread microplastic ingestion by fish assemblages in tropical estuaries subjected to anthropogenic pressures. *Mar. Pollut. Bull.* 117, 448–455. doi:10.1016/j.marpolbul.2017.01.081

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. *Environ. Sci. Technol.* 46, 11327–11335. doi:10.1021/es302332w

Wang, W., Ndungu, A.W., Li, Z., Wang, J., 2017. Microplastics pollution in inland freshwaters of China: A case study in urban surface waters of Wuhan, China. *Sci. Total Environ.* 575, 1369–1374. doi:10.1016/j.scitotenv.2016.09.213

Ward, J.E., Kach, D.J., 2009. Marine aggregates facilitate ingestion of nanoparticles by suspension-feeding bivalves. *Mar. Environ. Res.* 68, 137–142. doi:10.1016/j.marenvres.2009.05.002

Watts, A.J.R., Lewis, C., Goodhead, R.M., Beckett, S.J., Moger, J., Tyler, C.R., Galloway, T.S., 2014. Uptake and retention of microplastics by the shore crab *carcinus maenas*. *Environ. Sci. Technol.* 48, 8823–8830.

Woodall, L.C., Sanchez-Vidal, A., Canals, M., Paterson, G.L.J., Coppock, R., Sleight, V., Calafat, A., Rogers, A.D., Narayanaswamy, B.E., Thompson, R.C., 2014. The deep sea is a major sink for microplastic debris. *R. Soc. Open Sci.* 1, 140317–140317. doi:10.1098/rsos.140317