



HAL
open science

Micropolluants dans les eaux urbaines : sources d'émission et solutions de réduction à différentes échelles

Adèle Bressy

► **To cite this version:**

Adèle Bressy. Micropolluants dans les eaux urbaines : sources d'émission et solutions de réduction à différentes échelles. Sciences de l'environnement. Université Paris-Est, 2023. tel-04157410

HAL Id: tel-04157410

<https://hal.science/tel-04157410>

Submitted on 10 Jul 2023

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.



Distributed under a Creative Commons Attribution - NonCommercial - NoDerivatives 4.0 International License

Micropolluants dans les eaux urbaines : sources d'émission et solutions de réduction à différentes échelles

Mémoire présenté en vue de l'obtention du diplôme
d'Habilitation à Diriger des Recherches

par **Adèle Bressy**

Travaux de recherche menés au *Laboratoire Eau Environnement et Systèmes Urbains*,
laboratoire commun à l'École des Ponts ParisTech et l'Université Paris-Est Créteil

HDR soutenue publiquement le 1^{er} juin 2023 devant le jury composé de :

Jean-Luc BERTRAND-KRAJEWSKI	Rapporteur	Professeur INSA-Lyon, DEEP
Elena GOMEZ	Rapporteuse	Professeure université de Montpellier, HSM
Jérémy JACOB	Rapporteur	Directeur de recherche CNRS, LSCE
Gwenaél IMFELD	Examinateur	Directeur de recherche CNRS, ITES
Barbara LE BOT	Examinatrice	Professeure EHESP, IRSET
Régis MOILLERON	Directeur d'habilitation	Professeur université Paris-Est Créteil, Leesu

Avant-propos

Ce document synthétise l'ensemble des mes activités de recherche depuis mon doctorat, obtenu en 2010, jusqu'à mes travaux les plus récents et en cours effectués au Laboratoire Eau, Environnement et Systèmes Urbains (Leesu) où je suis chargée de recherche depuis 2011. Le Leesu est un laboratoire commun à l'École des Ponts Paris Tech et à l'université Paris-Est Créteil. Son objet de recherche est *l'eau urbaine* qu'il étudie par différentes approches : (i) études physiques et hydrologiques (ruissellement, transfert dans le système urbain, milieux lacustres) ; (ii) études biogéochimiques des émissions, du devenir et des effets des contaminants chimiques et microbiologiques dans le continuum ville/ouvrages/milieux récepteurs ; et (iii) étude des politiques, des usages de l'eau, des pratiques et de leurs évolutions.

J'ai pu m'inspirer de cette interdisciplinarité dans mes recherches qui portent sur les micropolluants dans les eaux urbaines. D'où viennent-ils ? Comment les mesurer ? Quels sont leurs impacts ? Comment les réduire ? En particulier, la question de la réduction à la source des micropolluants est au centre de mes recherches, que ce soit par des changements de paradigmes de gestion ou par des changements de pratiques sociétaux dans le cadre d'usages domestiques. Ces questionnements et leur mise en œuvre opérationnelle me semblent être un enjeu crucial pour la protection des écosystèmes aquatiques en lien avec les réglementations européennes (Directive cadre sur l'Eau, REACH) et des grands plans nationaux de protection des masses d'eau, de l'environnement et de la santé (Plan sur les Résidus de médicaments, plan Micropolluants, plan Écophyto, plan National Santé Environnement, etc.).

Ce manuscrit comporte une première partie décrivant le contexte de mes activités de recherche, les principaux résultats obtenus ainsi que mes perspectives pour les prochaines années, à moyen et plus long termes. Dans une seconde partie, je présente une notice détaillée de mes différentes activités en tant que chercheuse.

Table des matières

Avant-propos	3
Table des matières	7
Table des figures	9
Liste des abréviations	11
1 Introduction	15
1.1 Les micropolluants dans les eaux urbaines et l'environnement	15
1.2 Changements de paradigme dans la gestion des eaux urbaines : et les micropolluants?	16
1.3 Évolution des questions scientifiques et présentation de mes recherches	17
2 Bilan de mes activités de recherche	19
2.1 Questions de recherche	19
2.2 Développement d'outils pour la surveillance des micropolluants	20
2.2.1 Développement et calibration d'échantillonneurs passifs (2009 - 2014) .	20
2.2.2 Mesure en continu des HAP par fluorescence UV (2013 - 2016)	22
2.2.3 Balayage non ciblé de micropolluants dans les eaux urbaines (2013 - ...) .	22
2.3 Impact des activités humaines sur la qualité des milieux récepteurs	24
2.3.1 Contamination en HAP des lacs d'Île-de-France (2011 - 2015)	24
2.3.2 Influence de la matière organique dissoute sur la spéciation des contaminants (2012 - 2016)	26
2.4 Devenir des micropolluants en station d'épuration des eaux usées	30
2.4.1 Efficacité des différentes étapes de traitement conventionnel à éliminer les micropolluants	30
2.4.1.1 Spéciation des HAP en STEU par échantillonneurs passifs (2006)	30
2.4.1.2 Élimination des substances biocides en STEU (2013 - 2019) .	31
2.4.2 Traitements tertiaires par charbon actif (2013 - 2018)	32

2.5	Caractérisation et gestion à l'amont des eaux pluviales	34
2.5.1	Flux de micropolluants dans les eaux de ruissellement et effet de différents modes de gestion des eaux pluviales (2006 - 2010)	34
2.5.2	Étude du potentiel d'émission d'alkylphénols et de bisphénol A par les matériaux de construction et l'automobile (2012)	35
2.6	Caractérisation des transferts de micropolluants domestiques, des sources jusqu'au milieu récepteur, et effets de différentes solutions de réduction	36
2.6.1	Caractérisation et réduction à la source d'additifs aux produits cosmétiques : projet Cosmet'eau (2014 - 2018)	36
2.6.2	Biocides dans les rejets urbains et transfert vers la Seine (2016 - 2019)	44
2.6.3	Premières conclusions sur l'effet de solutions de réduction et perspectives	51
3	Perspectives de recherche - Réduction à la source des micropolluants domestiques	53
3.1	Contexte scientifique	53
3.1.1	L'habitat urbain comme source d'émissions de biocides dans l'environnement	53
3.1.1.1	Biocides dans l'air et les poussières intérieurs	53
3.1.1.2	Biocides dans les eaux grises	54
3.1.1.3	Biocides dans le ruissellement de bâti	55
3.1.2	Impacts potentiels des émissions de biocides par l'habitat sur la santé et l'environnement	55
3.1.2.1	Exposition humaine aux biocides et risque pour la santé	55
3.1.2.2	Transfert de contaminants du domicile vers les environnements récepteurs et risque environnemental	56
3.1.3	Réduction des contaminants dans les milieux aquatiques	56
3.1.3.1	Efficacité et coûts environnementaux des traitements tertiaires en STEU à l'aval des réseaux	56
3.1.3.2	Traitements décentralisés des eaux grises et des eaux de ruissellement	57
3.1.3.3	Perception des risques liés aux contaminants émergents et changements de pratiques	57
3.2	Projet de recherche à moyen terme - Biocides dans l'habitat : émissions, exposition potentielle et solutions de réduction	58
3.2.1	Questions scientifiques	59
3.2.2	Caractérisation des usages de biocides dans l'habitat	60
3.2.3	Mesure des émissions à l'échelle du bâtiment et risques sanitaires	60
3.2.3.1	Choix des substances d'intérêt et identification des produits de transformation	61

TABLE DES MATIÈRES

3.2.3.2	Quantification des biocides dans l'air intérieur et les poussières intérieures	62
3.2.3.3	Quantification des biocides dans les eaux grises	62
3.2.3.4	Quantification des biocides dans les eaux de ruissellement	63
3.2.3.5	Évaluation des risques pour la santé	63
3.2.4	Estimation des flux, processus de transfert et risques environnementaux à l'échelle urbaine	63
3.2.4.1	Contamination des milieux aquatiques récepteurs	64
3.2.4.2	Modélisation des transferts depuis l'habitat jusqu'au milieu récepteur	64
3.2.4.3	Impact environnemental potentiel de l'émission de biocides	65
3.2.5	Évaluation des mesures de réduction : traitement aval vs. réduction à la source	65
3.2.5.1	Traitements tertiaires en STEU	65
3.2.5.2	Traitements décentralisés	65
3.2.5.3	Efficacité des changements de pratiques	66
3.2.5.4	Définition et application de scénarios basés sur les différentes solutions de réduction	66
3.3	Perspectives de recherche à long terme	67
	Références bibliographiques	85
	4 Production scientifique	87
4.1	Publications dans des revues internationales à comité de lecture	87
4.2	Publications dans des revues françaises à comité de lecture	89
4.3	Publications dans des ouvrages scientifiques	90
4.4	Publications dans des ouvrages de vulgarisation	90
4.5	Invitations en séminaire	90
4.6	Communications orales avec actes dans un congrès international	91
4.7	Communications orales sans actes dans un congrès international	92
4.8	Communications orales avec actes dans un congrès national	93
4.9	Communications orales sans actes dans un congrès national	93
4.10	Communications par affiche dans un congrès international	95
4.11	Communications par affiche dans un congrès national	97
4.12	Rapports	98
4.13	Bases de données	99
	Résumé & abstract	100

Table des figures

Figure 2.1 Comparaison des concentrations estimées par des échantillonneurs passifs LDPE avec la concentration estimée à partir de mesures ponctuelles dans des mésocosmes dynamiques simulant une pollution chronique (haut), une pollution accidentelle (milieu) et une pollution discontinue (bas)	21
Figure 2.2 Diagramme représentant l'intersection des entités retenues par les différentes cartouches SPE. <i>Set size</i> représente le nombre total d'entités retenues par chaque cartouche, <i>Intersection size</i> représente la taille de l'intersection (c'est-à-dire le nombre d'entités dans l'intersection désignée par les points), les points représentent les cartouches ayant retenu les mêmes entités. (tiré de Huynh <i>et al.</i> (2021))	23
Figure 2.3 Concentrations en HAP (moyennes sur trois ans en ng/L avec écarts-types) dans 49 lacs d'Île-de France échantillonnés dans le cadre du projet Pulse	25
Figure 2.4 Isothermes d'adsorption par la goethite (5-1000 mg/L) du COD issu de rejets de STEU <i>Seine aval</i> (9,8 mgC/L) et d'acides fulviques (8 mgC/L) à pH 8 (Q_{ads} la quantité de COD adsorbée, C_e la concentration en COD à l'équilibre)	27
Figure 2.5 Isothermes d'adsorption par le CAP (5-1000 mg/L) du COD issu de rejets de STEU <i>Seine centre</i> (3 mgC/L), <i>Seine aval</i> (9 mgC/L) et d'acides fulviques (8 mgC/L) à pH 8 (Q_{ads} la quantité de COD adsorbée, C_e la concentration en COD à l'équilibre)	27
Figure 2.6 Pourcentage d'adsorption des ETM (cuivre, nickel, cadmium, zinc) sur la goethite en absence de MOD (gris), avec des acides fulviques (jaune) et avec de la MOD issue des rejets de STEU (noir)	29
Figure 2.7 Spéciation du cuivre, du nickel, du cadmium et du zinc après adsorption sur la goethite en présence d'acides fulviques (gauche) et de MOD issue de rejets de STEU (droite).....	29
Figure 2.8 Pourcentage d'adsorption des ETM (cuivre et zinc) sur la montmorillonite en absence de MOD (gris), avec des acides fulviques (jaune) et avec de la MOD issue des rejets de STEU (noir)	29
Figure 2.9 Spéciation du cuivre et du zinc après adsorption sur la montmorillonite en présence d'acides fulviques (gauche) et de MOD issue de rejets de STEU (droite).....	29
Figure 2.10 Adsorption des HAP (250 ng/L) (classés du plus léger au plus lourd) par la goethite (100 mg/L) sans MOD (eau ultra-pure), avec des acides fulviques et avec de la MOD issue de rejets de STEU <i>Seine aval</i>	29
Figure 2.11 Adsorption des HAP (250 ng/L) (classés du plus léger au plus lourd) par la montmorillonite (500 mg/L) sans MOD (eau ultra-pure), avec des acides fulviques et avec de la MOD issue de rejets de STEU <i>Seine aval</i>	29

Figure 2.12 Concentrations totales moyennes (min - max) mesurées par temps sec dans les eaux usées (n=6) et les rejets (n=6) de la STEU <i>Seine centre</i> (tiré de Paijens (2019)).....	32
Figure 2.13 Profil d'émission dans l'eau des alkylphénols et du bisphénol A par gramme ou par cm ² de matériau sec pour des matériaux du bâti ou de l'automobile (tiré de Lamprea <i>et al.</i> (2017))	36
Figure 2.14 Historique de l'usage des parabènes et de l'alerte	37
Figure 2.15 Carte des points d'échantillonnage du projet Cosmet'eau	38
Figure 2.16 Concentrations (ng/L) en méthylparabène (médiane, d10-d90) dans les eaux usées à différents niveaux du réseau	40
Figure 2.17 Concentrations (ng/L) en méthylparabène (médiane, d10-d90) dans différents rejets urbains et en Seine	40
Figure 2.18 Évolution du pourcentage de produits mis sur le marché contenant des parabènes (haut) et d'autres conservateurs (bas) (données issues de la base de données Mintel (2015)).....	41
Figure 2.19 Comparaison des flux (µg/EH/j) en parabènes transitant dans les eaux usées entre 2010 (n=28, Geara-Matta (2012)) et 2015-2017 (n=43, Cosmet'eau).....	41
Figure 2.20 Partenariats du projet Cosmet'eau	43
Figure 2.21 Localisation de la zone d'étude de la thèse de Claudia Paijens et des différents points de rejets urbains en Seine (tiré de Paijens <i>et al.</i> (2022))	46
Figure 2.22 Concentrations en biocides mesurées dans les eaux usées traitées, dans les DO et en Seine en aval de l'agglomération parisienne (moyennes, min et max en ng/L) (tiré de Bressy <i>et al.</i> (2021)).....	47
Figure 2.23 Flux annuels de biocides rejetés en Seine entre nos points amont et aval par les STEU (<i>Seine centre</i> et <i>Seine aval</i>) et par les DO (<i>Clichy</i> , <i>La Briche</i> et les DO parisiens), estimés par les simulations Monte-Carlo, les barres d'erreur représentent les intervalles de confiance à 95 % (tiré de Bressy <i>et al.</i> (2022))	48
Figure 2.24 Quotient risque calculé pour chaque biocide et à chacune des campagnes réalisées en Seine et en Marne (tiré de Paijens <i>et al.</i> (2022))	49
Figure 2.25 Évolution des concentrations en diuron (a) et isoproturon (b) entre 2007 et 2019 en Seine (base de données <i>Naiades</i> et (Paijens, 2019)) (tiré de Paijens <i>et al.</i> (2022)).....	50
Figure 2.26 Distribution statistique des flux journaliers de biocides dans la rivière en amont et en aval de l'agglomération parisienne et comparaison avec les rejets urbains (tiré de Paijens <i>et al.</i> (2022)).....	50
Figure 3.1 Présentation des différentes tâches de mon projet scientifique à moyen terme	59
Figure 3.2 Liste des substances biocides étudiées	61

Liste des abréviations

ActI	Communication avec actes dans un congrès international
ActN	Communication avec actes dans un congrès national
ACV	Analyse du cycle de vie
AffI	Communication par affiche dans un congrès international
AffN	Communication par affiche dans un congrès national
AP	Alkylphénols
BAC	Chlorures de benzalkonium
BIT	Benzisothiazolinone
BNVD	Banque Nationale des Ventes pour les Distributeurs
BPA	Bisphénol A
BuP	Butylparabène
CA _μ G	Charbon actif micro-grain
CAP	Charbon actif en poudre
Cd	Cadmium
Co	Cobalt
COD	Carbone Organique Dissous
COP	Carbone Organique Particulaire
ComI	Communication orale dans un congrès international
ComN	Communication orale dans un congrès national
COP	Carbone Organique Particulaire
COT	Carbone Organique Total
CR	Coefficient de Ruissellement
CMIT	Chloro-méthylisothiazolinone
CSTB	Centre Scientifique et Technique du Bâtiment
Cu	Cuivre
DDT	Dichlorodiphényltrichloroéthane
DCE	Directive Cadre sur l'Eau
DDAC	Chlorure de didécylidiméthyl ammonium
DCOIT	Dichloro-octylisothiazolinone
DEHP	Di (2-éthylhexyl)phtalate
DL50	Dose létale pour 50 % de la population étudiée
DO	Déversoir d'orage
ECHA	Agence européenne des produits chimiques ou <i>European Chemicals Agency</i>
ENPC	École des Ponts ParisTech ou École Nationale des Ponts et Chaussées
EH	Équivalent habitant
EI	Étalons Internes
ETM	Élément trace métallique
EtP	Éthylparabène

HAP	Hydrocarbure Aromatique Polycyclique
HRMS	Spectrométrie de masse haute résolution ou <i>High Resolution Mass Spectrometry</i>
Inv	Invitation en séminaire
IPBC	Butylcarbamate d'iodopropynyle
isoBu	Isobuthylparabène
K_D	Coefficient de partage entre les fractions dissoute et particulaire (L/kg), $K_D = \frac{C_{particulaire}}{C_{dissous}}$
K_{OC}	Coefficient de partage entre l'eau et la matière organique (L/kg), $K_{OC} = \frac{K_D}{f_{OC}}$ avec f_{OC} la fraction de matière organique des particules
K_{DOC}	Coefficient de partage entre l'eau et la matière organique dissoute (L/kg), $K_{DOC} = \frac{C_{dissous} - C_{libre}}{C_{libre} \cdot [COD]}$
LDPE	Polyéthylène basse densité ou <i>low density polyethylene</i>
LC/MSMS	Chromatographie liquide couplée à la spectrométrie de masse en tandem ou <i>Liquid chromatography and tandem mass spectrometry</i>
MeP	Méthylparabène
MES	Matières en suspension
MIT	Méthylisothiazolinone
MNT	Mycobactérie Non Tuberculeuse
MOD	Matière Organique Dissoute
MTECT	Ministère de la Transition écologique et de la Cohésion des territoires
Ni	Nickel
NQE	Norme de Qualité Environnementale
NTK	Azote Total Kjeldahl
O	Chapitre d'ouvrage scientifique
OFB	Office français pour la biodiversité
OIT	Octylisothiazolinone
OPUR	Observatoire d'hydrologie urbaine en Île-de-France
OSU-Efluve	Observatoire des Sciences de l'Univers - Enveloppes Fluides de la Ville à l'Exobiologie
PBDE	Polybromodiphényléther
PCB	Polychlorobiphényle
PDMS	Polydiméthylsiloxane
PI	Publication dans une revue internationale à comité de lecture
PN	Publication dans une revue française à comité de lecture
PNEC	Concentration prédite sans effet ou <i>Predicted No Effect Concentration</i>
POP	Polluants Organiques Persistants
PRAMMICS	Plateforme Régionale d'Analyse Multi-milieux des Micro-Contaminants
PRC	Composés de référence pour la calibration ou <i>Performance reference compound</i>
PrP	Propylparabène
R	Rapport de recherche
REACH	Enregistrement, évaluation, autorisation et restriction des substances chimiques ou <i>Registration, Evaluation, Authorisation and Restriction of Chemicals</i>
RSDE	Recherche et réduction des rejets de substances dangereuses dans les eaux
SBS	styrène butadiène styrène
SIAAP	Service public de l'assainissement francilien
SIBA	Syndicat Intercommunal du Bassin d'Arcachon

LISTE DES ABRÉVIATIONS

SPE	Extraction sur phase solide ou <i>Solid Phase Extraction</i>
STEU	Station de Traitement des Eaux Usées
TCC	Triclocarban
TCS	Triclosan
UPEC	Université Paris-Est Créteil
VTR	Valeurs toxiques de référence
Zn	Zinc

1 Introduction

1.1 Les micropolluants dans les eaux urbaines et l'environnement

Les activités humaines produisent ou émettent un grand nombre de substances dont certaines contaminent l'environnement, comme les pesticides, les médicaments, les biocides, les plastifiants, les hydrocarbures, les composés perfluorés, etc. Le terme *micropolluant* est utilisé, essentiellement dans le domaine aquatique, pour désigner des substances détectables en très faibles concentrations ($\mu\text{g/L}$ ou moins), dont la présence est au moins en partie due aux activités humaines et qui présentent des effets négatifs sur les organismes vivants même à ces très faibles concentrations. La notion de *contaminants émergents*, souvent utilisée, renvoie à un concept flou en lien avec l'émergence de la problématique chez les scientifiques, l'émergence des techniques analytiques permettant de les quantifier (en particulier les couplages chromatographie et spectrométrie de masse, dont l'application en environnement date des années 60 pour la chromatographie gazeuse et 90 pour la chromatographie liquide), l'émergence des effets (souvent chroniques, à longs termes, voire transgénérationnels) et l'émergence de la prise de conscience par le grand public et les médias.

Historiquement, les premières substances dont les effets sur l'environnement ont été mis en évidence étaient des substances très persistantes, comme par exemple certains pesticides (dichlorodiphényltrichloroéthane ou DDT) ou les polychlorobiphényles (PCB) (Carson, 1962; Chevreuil *et al.*, 1987). Leur rémanence, leur toxicité et leur propagation sur de longues distances ont nécessité des actions à l'échelle planétaire, avec l'adoption de textes internationaux dont les objectifs sont de contrôler, réduire ou éliminer les émissions de Polluants Organiques Persistants (POP) (protocole d'Aarhus en 1998 et convention de Stockholm en 2001). La substitution de ces molécules par des substances plus dégradables a permis de diminuer leur concentration dans l'environnement, bien que des stocks subsistent. Cependant la problématique a été déplacée vers des polluants qualifiés de *pseudo-persistants* dont les rejets continus compensent la dégradation plus rapide (Daughton, 2003), comme c'est le cas pour les résidus médicamenteux (Barceló et Petrovic, 2007; Bu *et al.*, 2016), les isothiazolinones (Nowak *et al.*, 2020) ou les parabènes (Moilleron *et al.*, 2019). En Europe, la Directive Cadre sur l'Eau de 2000 (DCE, 2000/60/CE) a donné une structure cohérente pour limiter les impacts des rejets urbains sur la qualité des milieux en listant un certain nombre de substances à surveiller et dont il faut rechercher les sources pour les réduire (Hering *et al.*, 2010).

Il a en effet été prouvé que les micropolluants étaient ubiquistes dans l'environnement. Ils ont été quantifiés dans l'atmosphère (Woodrow *et al.*, 2019) ainsi que dans l'air intérieur (Gallon *et al.*, 2020), dans les eaux pluviales (Bressy *et al.*, 2012; Becouze-Lareure *et al.*, 2019), les eaux usées (Pouzol *et al.*, 2020; Pajjens *et al.*, 2021), les eaux de surface (Malaj *et al.*, 2014;

Paijens *et al.*, 2022), les eaux souterraines (Mohaupt *et al.*, 2020; Pinasseau *et al.*, 2020), la mer (Arpin-Pont *et al.*, 2016; Picot-Groz *et al.*, 2018), et dans le monde entier y compris des zones avec peu d'activités humaines comme les lacs Alpains (Nellier *et al.*, 2015) ou le pôle nord (Sonne *et al.*, 2021). La présence de ces substances dans l'environnement a des effets négatifs sur la santé humaine : allergies (Herman *et al.*, 2019), perturbations endocriniennes (Bellanger *et al.*, 2015; Bonvallot *et al.*, 2021), cancers et leucémies (Saillenfait *et al.*, 2015; Van Maele-Fabry *et al.*, 2019), etc. Ces substances sont également néfastes pour la santé des écosystèmes avec des effets aigus et chroniques sur les organismes aquatiques (Santos *et al.*, 2010), des effets de perturbation endocrinienne (Futran Fuhrman *et al.*, 2015; Geraudie *et al.*, 2017), de bioamplification le long de la chaîne trophique (Babut *et al.*, 2017) et d'augmentation de l'antibiorésistance (Wieck *et al.*, 2016; Alderton *et al.*, 2021), etc.

Plus de 100 000 substances sont actuellement référencées par l'Agence européenne des produits chimiques¹ dont plus de 30 000 sont considérées comme problématiques pour l'environnement (Kümmerer *et al.*, 2015). Cette pollution chimique a été identifiée comme l'une des neuf limites planétaires pour lesquelles des impacts continus pourraient éroder la résilience des écosystèmes et de l'humanité (Rockström *et al.*, 2009). La diversité et la quantité de substances chimiques de synthèse produites, utilisées et rejetées dans les écosystèmes ont augmenté à des taux dépassant largement ceux d'autres facteurs des changements globaux (Bernhardt *et al.*, 2017; United Nations, 2019). Ainsi, d'après Persson *et al.* (2022), cette limite planétaire est dépassée puisque la production et les rejets annuels augmentent à un rythme qui dépasse la capacité mondiale d'évaluation, de surveillance et de traitement.

1.2 Changements de paradigme dans la gestion des eaux urbaines : et les micropolluants ?

Après la révolution hygiéniste du XIX^e siècle qui a vu en Europe l'avènement du « tout à l'égout » et des réseaux d'assainissement, de nouvelles problématiques sont apparues aux XX^e et XXI^e siècles. Elles ont mis en évidence les limites de ce système et initié des changements de paradigmes dans la gestion des eaux urbaines (Tabuchi, 2008; Barraqué, 2014; Bertrand-Krajewski, 2021). Ces changements de paradigme ont introduit de nombreux questionnements sur les micropolluants.

Au début du XX^e siècle, la prise de conscience de la contamination des eaux usées et pluviales, et de l'impact de leur rejet sur le milieu récepteur, a imposé la mise en place de traitements dans des stations d'épuration de plus en plus performantes : traitement de la pollution carbonée, puis liée à l'azote et au phosphore. Récemment l'élimination des micropolluants par les stations d'épuration est devenue un enjeu avec l'ajout de traitements avancés (Margot *et al.*, 2011; Mailler, 2015). D'autre part, l'urbanisation croissante et l'artificialisation des sols ont induit une augmentation du risque d'inondation, du fait de la saturation des réseaux d'assainissement par temps de pluie, et du risque de sécheresse, en lien avec un plus faible renouvellement des nappes phréatiques limité par l'imperméabilisation des sols. Ces limites du réseau d'assainissement sont à l'origine, dans la deuxième moitié du XX^e siècle, de réflexions pour réintégrer l'eau dans le paysage urbain et se rapprocher du cycle naturel de l'eau, en particulier en limitant l'évacuation de l'eau vers l'aval. C'est le début de la gestion à l'amont des eaux pluviales,

1. ECHA pour *European Chemicals Agency*, <https://echa.europa.eu/fr/information-on-chemicals>, consulté le 19 décembre 2022

dans des techniques dites « alternatives » (Fletcher *et al.*, 2015). Ces nouveaux modes de gestion ont amené des questionnements sur le devenir des micropolluants présents dans les eaux de ruissellement, en particulier dans les sols d'infiltration et leur transfert potentiel vers les nappes phréatiques. D'autre part, pour lutter contre les pénuries d'eau, les eaux pluviales (de Gouvello et Deutsch, 2009; Campisano *et al.*, 2017), les eaux grises (Oteng-Peprah *et al.*, 2018) et les eaux usées traitées (Jaramillo et Restrepo, 2017) commencent à être réutilisées pour plusieurs usages : chasses d'eau, irrigation, lavage de surfaces, etc. (Lazarova *et al.*, 2013). Plus récemment, depuis une trentaine d'années en Europe et une dizaine d'années en France, la non soutenabilité du système alimentation/excrétion a amené à considérer la séparation à la source des urines, riches en azote, pour les recycler comme fertilisant (Larsen *et al.*, 2013; Esculier, 2018). En effet, l'azote utilisé pour produire notre alimentation provient en majorité d'engrais synthétiques, élaborés à l'aide d'énergie fossile, tandis qu'en parallèle, beaucoup d'énergie (fossile) est utilisée pour éliminer en station d'épuration l'azote qu'on excrète après s'être nourris. En quelques décennies, les eaux usées/pluviales et leurs constituants, eau et nutriments, sont passés d'un statut de déchets, à éloigner le plus rapidement possible de la ville, à un statut de ressources à utiliser localement pour l'eau et sur les zones agricoles pour l'azote. *A contrario*, les micropolluants restent un problème voire un frein à ces changements de paradigme. L'utilisation d'eaux usées ou pluviales pour l'irrigation agricole est limitée voire interdite du fait de la présence de micropolluants dans ces eaux. De la même façon, d'après Fabien Esculier (2018), l'épandage agricole de matières fertilisantes d'origine urbaine est remis en cause du fait du risque lié à la présence de micropolluants, en particulier les pharmaceutiques. Dans ce contexte de décentralisation de la gestion des eaux urbaines et de leur recyclage comme ressource, l'élimination centralisée des micropolluants semble à contre-courant, d'autant que son intérêt en termes de coût-bénéfice reste à prouver (Papa *et al.*, 2013; Kümmerer *et al.*, 2015) et que l'émission de micropolluants par le cycle de vie complet du procédé n'est pas à ce jour connu. C'est pourquoi il semble important d'étudier des solutions de réduction des micropolluants à une autre échelle, l'amont.

1.3 Évolution des questions scientifiques et présentation de mes recherches

Comme l'ont montré les précédents paragraphes, la problématique des micropolluants évolue : d'une pollution persistante à l'échelle globale vers une pollution pseudo-persistante à l'échelle locale, de l'étude des sources agricoles et rejets industriels vers celle des rejets urbains et domestiques, d'un système centralisé vers une gestion locale. Dans ce contexte en évolution, les questionnements scientifiques ont évolué depuis ma thèse (2010) et peuvent être classés, pour ceux qui m'intéressent le plus, en différentes thématiques : (i) analytiques pour améliorer la surveillance des micropolluants, (ii) techniques pour mieux traiter cette pollution particulière, (iii) sur les sources pour mieux utiliser/gérer/traiter les eaux et diminuer les rejets de substances, et (iv) sur l'exposition globale et la santé humaine (Richardson et Kimura, 2017; Richardson et Ternes, 2018; Kümmerer *et al.*, 2019).

- (i) Sur les questions analytiques, Richardson et Ternes (2018) mettent en avant l'analyse non ciblée de micropolluants par spectrométrie de masse haute résolution (HRMS, *High Resolution Mass Spectrometry*) dont l'objectif est de pouvoir analyser les micropolluants d'un échantillon sans *a priori* (Schymanski *et al.*, 2015). Ces méthodes non ciblées peuvent de plus apporter des informations cruciales sur les produits de transformation

(Nihemaiti *et al.*, 2022), sur l'exposition humaine (Bonvallet *et al.*, 2021) et sur l'effet des polluants sur les êtres vivants et leur métabolisme (Dumas *et al.*, 2022). Ces méthodes sont en cours de développement et nécessitent en particulier d'améliorer les méthodes de traitement des signaux.

- (ii) Concernant les solutions techniques, des procédés ont été développés pour éliminer les micropolluants de l'eau en exploitant leurs différentes propriétés physico-chimiques (oxydation, adsorption sur charbon actif, techniques membranaires, etc.) (Richardson et Kimura, 2017). Sur ce thème, les questions scientifiques portent sur l'efficacité de ces traitements et leur optimisation (Mailler *et al.*, 2015; Richardson et Kimura, 2017) et sur leur analyse coût-bénéfice (Kümmerer *et al.*, 2019; Pistocchi *et al.*, 2022).
- (iii) Au sujet de la réduction à la source des micropolluants, par des traitements décentralisés ou des changements de pratiques, une meilleure connaissance des sources de micropolluants (Lagarrigue *et al.*, 2018; Kümmerer *et al.*, 2019) et des pratiques des usagers (Choi *et al.*, 2018; Thiebault *et al.*, 2019; Saujot *et al.*, 2020) est nécessaire. Il est également crucial de s'intéresser aux moteurs et freins des changements de pratiques dans une approche multidisciplinaire (Bressy *et al.*, 2016; Heitz *et al.*, 2017).
- (iv) Pour terminer, une problématique de fort intérêt est d'intégrer la question des micropolluants à une approche globale de *one health* en considérant les risques posés par les micropolluants à la fois sur les écosystèmes et sur la santé humaine. L'idée serait d'étudier ensemble les pratiques d'usages, la contamination de l'environnement, l'exposition selon le concept *d'exposome* et les effets sur de larges cohortes (Escher *et al.*, 2017; Vermeulen *et al.*, 2020; Bonvallet *et al.*, 2021; Caporale *et al.*, 2022).

Dans ce contexte scientifique, je m'intéresse à la **maîtrise des flux de micropolluants dans les eaux urbaines** : de **l'évaluation des sources et des contaminations**, aux **solutions de réduction** à l'échelle de la ville ou à l'échelle amont. Au cours de mes différents projets de recherche j'ai pu étudier diverses solutions de réduction : les traitements centralisés ou décentralisés, l'interdiction d'utilisation de substances (diuron, isoproturon), la substitution (parabènes), les changements de pratiques (cosmétiques). Les résultats de mes recherches ayant montré l'importance de la sensibilisation des usagers en couplant la problématique *santé* à la problématique *environnement* (voir projet Cosmet'eau, page 42), j'ai décidé de me focaliser maintenant sur la pollution d'origine domestique et sur la possibilité de changements de pratiques à l'intérieur des foyers, dans une approche couplant l'étude des pratiques, des expositions et des contaminations environnementales. Toutefois, il est important de ne pas oublier que cette pollution domestique est en fait une pollution industrielle diffuse (Moilleron, communication non publiée) du fait de la présence de substances dans les formulations des produits. De ce fait, la responsabilité ne doit pas être portée par les seuls usagers, qu'il faut sensibiliser sans les culpabiliser. En effet, d'après Sophie Dubuisson-Quellier (2022), les changements de pratiques pour protéger l'environnement ne peuvent pas reposer seulement sur les individus, mais doivent être portés par les pouvoirs publics en lien avec les acteurs économiques. Étant donnée la complexité de ces questions, il me paraît nécessaire de les traiter de façon interdisciplinaire : les sciences de l'ingénieur recherchant des éléments de preuve des contaminations, de leurs sources et de leurs effets, les sciences économiques permettant d'évaluer les coûts des différentes solutions (techniques, changements de pratiques, politiques d'interdiction/substitution/sensibilisation) et les sciences humaines et sociales cherchant à comprendre les jeux d'acteurs ainsi que les freins et leviers aux changements.

2 Bilan de mes activités de recherche

2.1 Questions de recherche

Mes thématiques de recherche ont d'abord visé à améliorer les connaissances sur les micropolluants dans les eaux urbaines en répondant à trois grandes questions : (i) Comment les mesurer ? (ii) Quelle est leur dynamique depuis leur émission jusqu'à leur devenir dans le milieu récepteur ? (iii) Comment réduire leur présence dans l'environnement ? Ces trois grandes questions se sont traduites dans mes activités de recherche en cinq axes. Le paragraphe 2.2 présente mes travaux sur la *métrologie des micropolluants organiques*. Le paragraphe 2.3 résume mes résultats sur *l'impact des activités humaines sur la qualité des milieux récepteurs*. Enfin, les paragraphes suivants s'intéressent aux moyens de réduire les micropolluants à deux échelles, la première est celle des *traitements centralisés en station de traitement des eaux usées (STEU)* (paragraphe 2.4) et la deuxième vise à *réduire à la source les émissions*, dans les eaux pluviales pour le paragraphe 2.5, et dans les eaux usées domestiques pour le paragraphe 2.6. Cette présentation suit l'ordre chronologique de mes activités pour chaque axe.

Au cours de mes recherches, je me suis également posé un certain nombre de questions méthodologiques. La première concerne le choix des substances à suivre dans l'environnement. Les premières substances auxquelles je me suis intéressée étaient les polluants organiques persistents (POP) ou assimilés, comme les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), les polychlorobiphényles (PCB) ou les polybromodiphényléthers (PBDE). Ces substances, majoritairement hydrophobes, constituaient de bons traceurs de la contamination environnementale du fait de leur faible taux de dégradation, mais ne permettaient pas de suivre le devenir de substances aux propriétés physico-chimiques différentes, comme les molécules polaires, ou d'étudier des usages particuliers, les PCB étant déjà interdits, et les HAP étant multisources en lien avec le transport routier ou des activités industrielles. Je me suis alors intéressée aux contaminants listés par la Directive Cadre sur l'Eau (Union européenne, 2000) pour la surveillance des milieux aquatiques, avec un focus sur les alkylphénols (AP). Puis, souhaitant étudier l'effet des pratiques domestiques sur les émissions de micropolluants dans l'environnement, j'ai choisi des substances pour leurs usages : conservateurs dans les cosmétiques et plus récemment les biocides.

Une autre question importante en hydrologie urbaine et l'évaluation des flux de contaminants et la prise en compte des incertitudes. Pendant la thèse de Claudia Paijens (2019), je me suis intéressée à l'utilisation de méthodes stochastiques pour évaluer les flux de biocides dans les eaux urbaines, en collaboration avec Damien Tedoldi (actuellement maître de conférences, INSA Lyon).

Enfin, je me suis attachée à répondre aux questionnements sur les micropolluants de façon

globale. Pour caractériser la contamination, évaluer son impact et étudier des solutions de réduction d'ordre technique comme sociétal, je ne pouvais me cantonner à mes disciplines d'origine, la chimie analytique et l'hydrologie urbaine. Afin de prendre en compte les différents acteurs - pouvoirs publics, collectivités locales, industriels, traitants d'eau et consommateurs -, j'ai proposé des projets multidisciplinaires, faisant travailler ensemble les sciences pour l'ingénieur (chimie, hydrologie urbaine, écotoxicologie) et les sciences humaines et sociales (géographie, sociologie, sciences politiques).

2.2 Développement d'outils pour la surveillance des micropolluants

2.2.1 Développement et calibration d'échantillonneurs passifs (2009 - 2014)

La thématique des échantillonneurs passifs intégratifs avait été initiée au Leesu par Catherine Lorgeoux avant mon arrivée. Après son départ, j'ai finalisé le projet ANR Emestox dans lequel elle était impliquée et continué cette thématique dans les projets Pulse et Cosmet'eau.

Parmi les difficultés en hydrologie urbaine, certaines sont liées aux prélèvements des micropolluants organiques, du fait des concentrations variables dans le temps qui limitent la représentativité d'un échantillonnage ponctuel et des limites de quantification des appareils qui ne permettent pas toujours de déterminer les concentrations des polluants dans les matrices étudiées. Un échantillonneur passif est un outil capable d'accumuler de façon passive des composés présents dans le milieu dans lequel il est exposé durant une période de temps définie. Les composés sont alors concentrés dans une phase adsorbante ce qui permet, à partir de la quantité accumulée, d'estimer la concentration moyenne dans le milieu sur toute la durée d'exposition. L'avantage de ces outils est qu'ils permettent d'intégrer les variations temporelles de la contamination, d'abaisser les limites de quantification et d'accéder à la fraction libre dissoute des contaminants, fraction *a priori* la plus disponible pour les êtres vivants. Les principales questions de recherche de cette thématique sont la calibration des outils et l'évaluation de la représentativité des concentrations moyennes estimées sur une période.

Dans le cadre du projet ANR Emestox, les membranes polymériques en polyéthylène basse densité (LDPE *low density polyethylene*) et en polydiméthylsiloxane (PDMS) ont été développées par Catherine Lorgeoux comme échantillonneurs passifs. J'ai participé à la modélisation des données acquises lors d'expériences de calibration en pilote ce qui a permis de déterminer les constantes cinétiques d'accumulation et de désorption de micropolluants organiques hydrophobes (HAP, PCB) pour ces deux types de polymères et l'utilisation de composés de référence pour la calibration (PRC pour *Performance Reference Compound*) (Bressy *et al.*, 2011; Lorgeoux *et al.*, 2013). Ces constantes ont été validées par des expositions en mésocosmes dynamiques. Des membranes ont été exposées pendant 21 jours dans seize canaux identiques alimentés en eau douce par le Gave de Pau (Lacq, France). Des HAP ont été injectés dans les canaux selon différents scénarios : pollution chronique (injection continue), pollution accidentelle (injection pendant 3 jours) et pollution discontinue (injection pendant 3 fois 3 jours). Les résultats pour les LDPE et 3 HAP sont présentés en figure 2.1. Ils montrent que les membranes polymériques permettent dans certains cas d'évaluer la concentration moyenne pendant la durée d'exposition en intégrant les variations temporelles de concentration (Bressy *et al.*, 2013; Uher *et al.*,

2013). Cependant dans le cas des molécules de faible poids moléculaire, les membranes ne gardent pas en mémoire les pics courts de contamination. Pour les molécules de haut poids moléculaire, la fraction échantillonnée par les LDPE (fraction libre dissoute) est plus faible que la fraction mesurée dans l'échantillon ponctuel filtré (fraction totale dissoute) ce qui s'explique par l'adsorption de ces substances très hydrophobes par la matière organique dissoute (MOD), ce qui les rend indisponibles pour la membrane LDPE. L'impact de la MOD sur la spéciation des micropolluants a été approfondie lors de la thèse de Caroline Soares-Pereira (2016) (voir paragraphe 2.3.2).

La gamme d'utilisation de ces membranes polymériques a ensuite été élargie (projets ANR Pulse et Cosmet'eau) à d'autres familles de polluants, les PBDE et le triclosan, et à un autre type de milieu récepteur dont les conditions hydrodynamiques sont très différentes des rivières, les lacs. Une exposition de membranes dans le lac de Créteil avec un suivi cinétique et un suivi spatial a permis de valider le domaine d'utilisation des membranes dans les conditions hydrodynamiques spécifiques au milieu lacustre et l'utilisation des PRC. Les coefficients de partage entre les différentes fractions ont pu être évalués (K_D , K_{OC} et K_{DOC} , voir la liste des abréviations pour leur définition). La variabilité spatiale des concentrations de contaminants (matière organique et micropolluants) est du même ordre de grandeur que l'incertitude analytique montrant que le lac peut être considéré comme spatialement homogène pour ces paramètres. Les premiers résultats sur le suivi temporel semblent montrer une diminution des fractions dissoutes et dissoutes libres pendant l'été, ce qui pourrait être lié aux développements algaux entraînant une modification en qualité et quantité de la matière organique présente (dissoute et particulaire).

Étant seule à travailler au Leesu sur cette thématique pour laquelle d'autres équipes françaises étaient bien identifiées, j'ai préféré me concentrer par la suite sur d'autres questions de recherche.

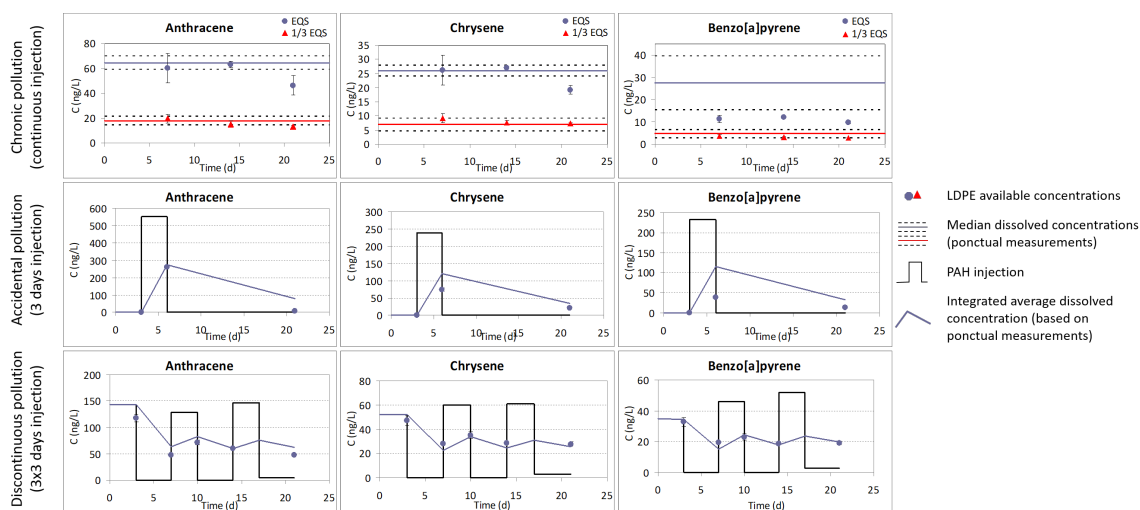


Figure 2.1 – Comparaison des concentrations estimées par des échantillonneurs passifs LDPE avec la concentration estimée à partir de mesures ponctuelles dans des mésocosmes dynamiques simulant une pollution chronique (haut), une pollution accidentelle (milieu) et une pollution discontinue (bas)

Synthèse sur les échantillonneurs passifs

Projet : ANR Emestox (2009 - 2014)

Communications : ActI 1, 6 ; ComI 1, 3, 5 ; AffI 1, 3, 5, 7, 10 ; AffN 1 ; R 3, 4

2.2.2 Mesure en continu des HAP par fluorescence UV (2013 - 2016)

Le développement de la mesure en continu et *in situ* des HAP dans les réseaux était intégré au projet ANR Trafipollu (2013-2016). En collaboration avec Céline Bonhomme (alors chargée de recherche de l'ENPC), j'ai travaillé en laboratoire sur la quantification des HAP dans une matrice complexe (eau de ruissellement urbain) par fluorescence UV. À l'aide d'outils de déconvolution du signal de type PARAFAC (algorithme de décomposition trilineaire (Ferretto *et al.*, 2014)), les HAP ont pu être séparés d'autres fluorophores parasites de type acides humiques dans le spectre de fluorescence (Bressy *et al.*, 2014a). Un spectrofluorimètre compatible avec les contraintes de terrain a été calibré et installé au niveau d'un avaloir de chaussée. Les spectres en continu d'une vingtaine d'événements pluvieux ont été acquis avec en parallèle des analyses de HAP dans les échantillons moyens. Le stage d'Ana Le Cerf en 2015 a permis de valider un modèle PARAFAC à 5 composantes et de montrer des corrélations entre les concentrations en HAP et les paramètres du modèle. Ce modèle a été appliqué aux spectres en continu avec des résultats prometteurs pour étudier la dynamique de l'émission des HAP dans les eaux pluviales (Bonhomme et Bressy, 2016).

Cette thématique a été abandonnée après le départ de Céline Bonhomme du Leesu en 2017.

Synthèse sur la mesure en continu des HAP

Projet : ANR Trafipollu (2013 - 2016)

Encadrement de stagiaires : Guillaume Boutin (2A École Centrale Nantes, 2013), Zakia Benrezkallah (L3, 2014), Ana Le Cerf (1A ENPC, 2015)

Communications : Coml 4 ; ComN 10

2.2.3 Balayage non ciblé de micropolluants dans les eaux urbaines (2013 - ...)

L'analyse ciblée de contaminants montre ses limites : seules les molécules recherchées sont étudiées, négligeant des contaminants émergents ou des produits de transformation. J'ai donc initié au Leesu la thématique du balayage, ou *screening*, non ciblé de micropolluants dans les eaux urbaines en 2013 avec le stage bibliographique d'Aurélié Blanc qui a montré l'intérêt de ces méthodes et la nécessité d'utiliser la spectrométrie de masse haute résolution. En 2015, la demande de financement à la Région Île-de-France pour l'achat d'un HRMS a été acceptée dans le cadre de la plate-forme analytique PRAMMICS de l'OSU-Efluve. J'ai ensuite collaboré avec Julien Le Roux qui a été recruté comme maître de conférences au Leesu en 2015 sur cette thématique.

Les méthodes de screening non ciblé sont prometteuses pour la caractérisation de la contamination chimique des eaux mais les méthodes de traitement et interprétation des données sont en cours de développement (Krauss *et al.*, 2010; Schymanski *et al.*, 2015; Creusot *et al.*, 2020; González-Gaya *et al.*, 2021). Mes objectifs sur cette thématique étaient : (i) de développer un protocole d'analyse, en particulier d'évaluer l'importance de l'étape d'extraction, (ii) de l'appliquer sur différents types d'eaux urbaines à différents niveaux du cycle urbain de l'eau afin d'obtenir des empreintes caractéristiques et (iii) de relier ces empreintes à des indicateurs de qualité et/ou de traitabilité.

Le développement du protocole d'analyse, en particulier l'impact de la phase d'extraction, a été mené dans le cadre du projet ScreenAtm'Eau dont j'étais porteuse, du post-doctorat de Caroline Soares et en collaboration avec la thèse de Nina Huynh (encadrée par Julien Le

Roux et Régis Moilleron, professeur au Leesu) et du projet ANR WaterOmics porté par Julien Le Roux. Ces projets, ainsi que les projets Roulepur et OPUR, ont permis d'appliquer cette méthode à divers types d'eaux urbaines (eaux usées, eaux de ruissellement de chaussées) et de rivière).

La première étape a été d'évaluer l'impact de l'étape d'extraction (des contaminants depuis la matrice *eau*) sur le screening de contaminants. Les capacités de rétention de plusieurs cartouches d'extraction sur phase solide (SPE, *solid phase extraction*) (ENV+, X-A, X-AW, X-CW, HLB, X-C, C18 ENV+, SDBL, C18 et multicouche (composée de HLB, ENV+, X-AW et X-CW)) ont été comparées sur la base de plusieurs indicateurs : adsorbance à 254 nm, fluorescence 3D, rétention de la MOD, taux de récupération d'étalons internes, nombre et propriétés des entités HRMS (ensemble des signaux (temps de rétention, rapport m/z, intensité) qui caractérise l'identité d'une molécule, *feature* en anglais). Les résultats ont été présentés dans Huynh *et al.* (2021). La comparaison des entités HRMS en fonction de la cartouche d'extraction utilisée est présentée en figure 2.2. La cartouche multicouche est la plus efficace pour retenir les étalons internes et une large gamme d'entités HRMS, et elle n'est pas aussi affectée par l'adsorption de MOD que les autres cartouches (c'est-à-dire les effets de compétition d'adsorption et/ou les effets de matrice). Les quatre phases entrant dans sa composition lui permettent de retenir une grande diversité des composés (en termes de polarité et de masse moléculaire). Cependant les autres cartouches présentent certaines spécificités qui échappent à cette cartouche multicouche (par exemple, un nombre important de caractéristiques spécifiques n'a été retenu que sur la cartouche ENV+), et pourront donc être utilisées pour des questions de recherche spécifiques, comme l'identification de sous-produits particulièrement polaires par exemple.

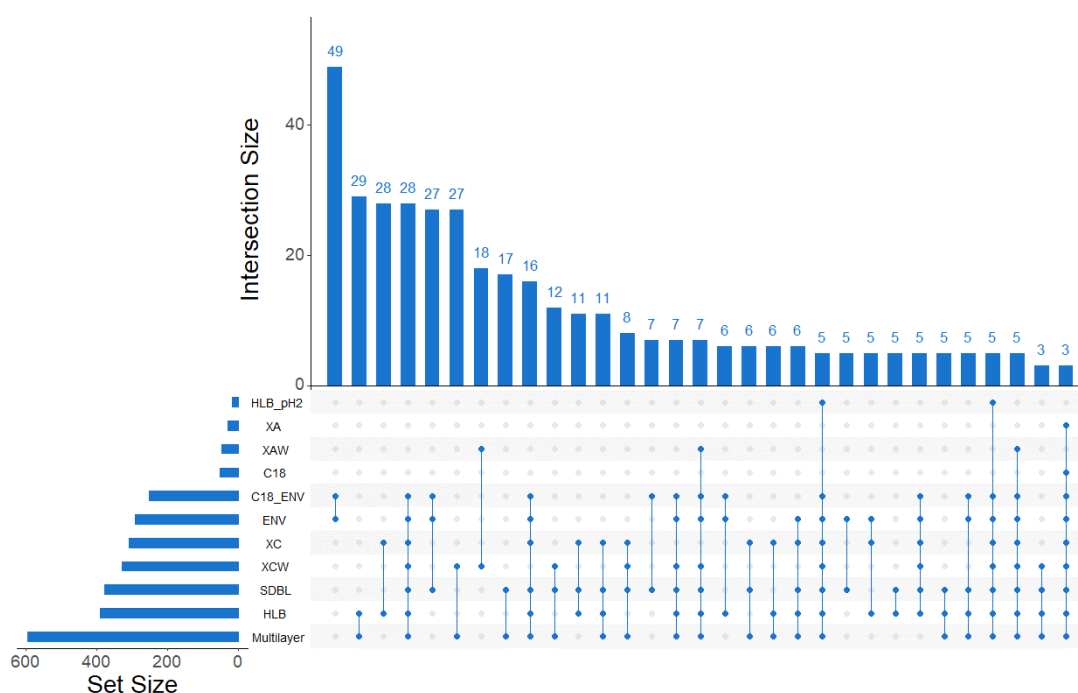


Figure 2.2 – Diagramme représentant l'intersection des entités retenues par les différentes cartouches SPE. *Set size* représente le nombre total d'entités retenues par chaque cartouche, *Intersection size* représente la taille de l'intersection (c'est-à-dire le nombre d'entités dans l'intersection désignée par les points), les points représentent les cartouches ayant retenu les mêmes entités. (tiré de Huynh *et al.* (2021))

Synthèse screening non ciblé

Projets : ScreenAtm'eau, WaterOmics et Roulépur

Encadrement : post-doctorat de Caroline Soares (2016), stage M2 d'Alexandre Bancourt (2021), stage L3 Aurélie Blanc (2013)

Publication : Huynh *et al.* (2021, PI 19)

Communications : Affl 17, 19; R 13

Bases de données : BD 2, 3

2.3 Impact des activités humaines sur la qualité des milieux récepteurs

Cet axe concerne l'impact des activités humaines, en particulier en milieu urbain, sur la contamination en micropolluants des milieux aquatiques récepteurs (lacs et rivières) sur l'exemple de la région Île-de-France.

2.3.1 Contamination en HAP des lacs d'Île-de-France (2011 - 2015)

Dans le cadre du projet ANR Pulse (2011 - 2015), je me suis intéressée à la qualité chimique des lacs et aux relations entre la contamination en micropolluants et les caractéristiques physiques, hydrologiques et fonctionnelles de ces lacs. À l'échelle régionale, j'ai mesuré, lors de trois campagnes annuelles, les concentrations en matières en suspension (MES), carbone organique dissous (COD) et particulaire (COP), et HAP de 49 lacs d'Île-de-France afin de cartographier la contamination et de la caractériser du point de vue de la relation entre pressions et état.

Les concentrations en HAP (somme de 13 HAP¹) mesurées dans les lacs d'Île-de-France¹ sont représentées figure 2.3. Pour les 49 lacs, nous avons montré par un test de Kruskal-Wallis que les variations inter-sites sont prépondérantes devant la variabilité inter-annuelle (entre les années 2011, 2012 et 2013), permettant de travailler en moyenne sur les trois années. Une forte variabilité inter-sites a été observée sur la qualité chimique des lacs. Cette forte variabilité inter-sites se caractérise par des concentrations (moyennes sur les trois ans) en HAP variant entre 11 et 1 400 ng/L (d10=15 ng/L, d90=130 ng/L), avec une médiane à 35 ng/L, et par une forte asymétrie de la distribution statistique. La valeur maximale a été mesurée dans le lac d'Enghien. Quatre lacs présentent des concentrations dépassant les normes de qualité environnementale (NQE, en valeur maximale admissible) pour un ou plusieurs des HAP réglementés par la Directive Cadre sur l'Eau (Union Européenne, 2000) : le lac d'Enghien, l'étang de Loy, le lac des Minimes et le lac de Gazeran.

Des tests de corrélation ont été appliqués pour essayer d'expliquer les variations de concentrations en HAP entre les lacs : taille, profondeur du lac, statut trophique, connexion au réseau hydrographique, surface perméable du bassin versant, occupation du sol (transport, habitat, industrie, agriculture, milieu naturel). Les corrélations faibles entre l'occupation du sol à l'échelle du bassin versant de chaque lac et la contamination en HAP n'ont pas mis en évidence d'effet, à cette échelle, de l'activité anthropique. Il est possible que l'échelle considérée, celle du bassin versant, ne soit pas adaptée. Une perspective serait de décrire l'occupation des sols sur des

1. fluorène, phénanthrène, anthracène, fluoranthène, pyrène, benzo[a]anthracène, chrysène, benzo[b]fluoranthène, benzo[k]fluoranthène, benzo[a]pyrène, indéno[1,2,3]pyrène, dibenzo[a,h]anthracène, benzo[g,h,i]pérylène

2.3 Impact des activités humaines sur la qualité des milieux récepteurs

zones tampons autour des lacs de, par exemple, 50 m, 100 m ou 1000 m.

Les données de qualité chimiques (MES, COD, COP, HAP) que j'ai produites ont été utilisées par Adélaïde Roguet (2015), en thèse dans le projet Pulse, pour caractériser les pressions anthropiques et environnementales influençant le compartiment bactérien dans les lacs peu profonds. Elle a montré que la structure des communautés bactériennes dans ces lacs ne s'explique pas par des relations déterministes faisant intervenir les paramètres de qualité mentionnés ci-dessus (MES, COD, COP, HAP) mais majoritairement par des phénomènes stochastiques (Roguet *et al.*, 2015). De plus, aucune relation directe entre les densités de mycobactéries non tuberculeuses (MNT) et les concentrations de HAP n'a été observée, malgré la grande variété de concentrations de HAP dans les lacs et le fait que certaines espèces de MNT, dominantes dans ces écosystèmes, jouent un rôle dans la dégradation des HAP (Roguet *et al.*, 2018).

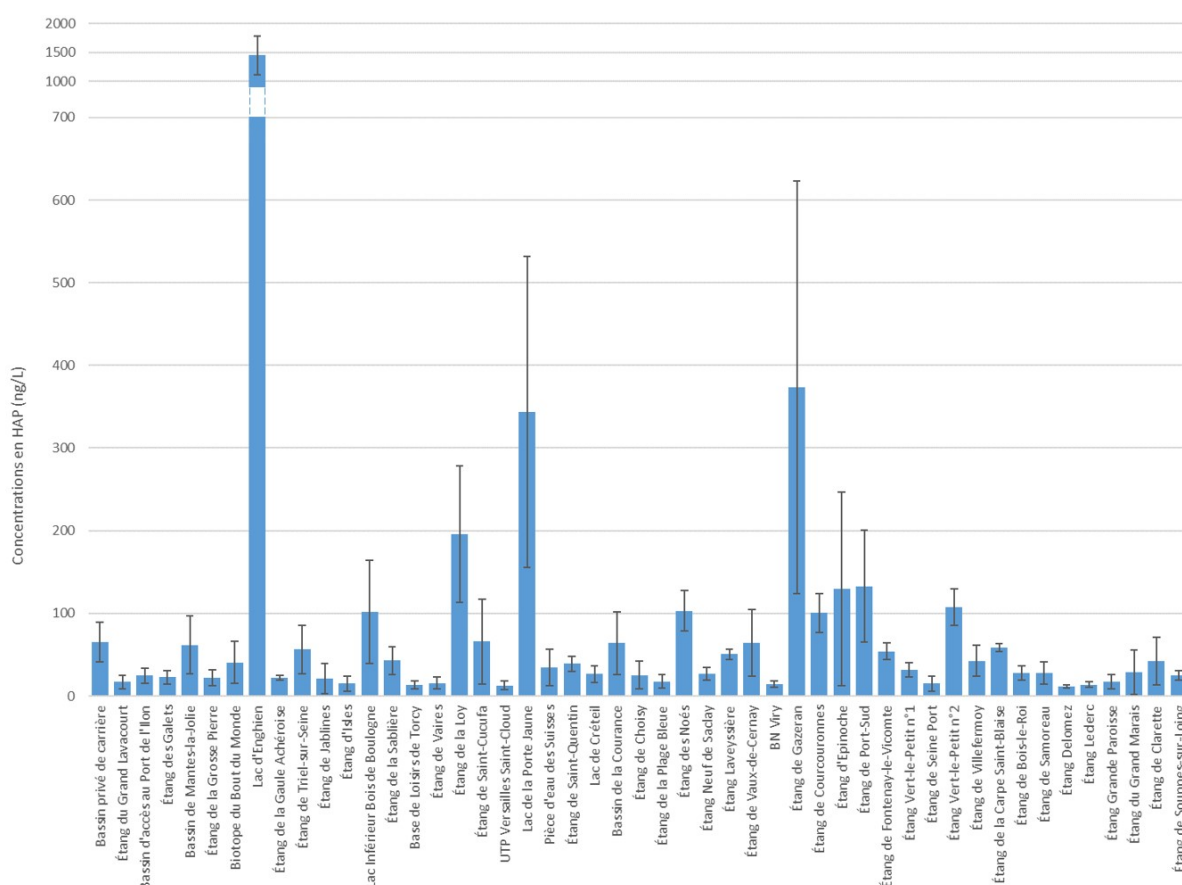


Figure 2.3 – Concentrations en HAP (moyennes sur trois ans en ng/L avec écarts-types) dans 49 lacs d'Île-de-France échantillonnés dans le cadre du projet Pulse

Synthèse sur la contamination des lacs d'Île-de-France

Projet : ANR Pulse (2011 - 2015)

Encadrement de stagiaires : Yohane Udino (M2, 2012), Sadia Ouzia (M1, 2017) et Violeta Ciobanu (M1, 2017)

Publications : Roguet *et al.* 2015 (PI8), 2018 (PI12)

Communications : Coml 9, 10; ComN 5, Affl 4, 7; AffN 1; R7

2.3.2 Influence de la matière organique dissoute sur la spéciation des contaminants (2012 - 2016)

Le devenir, le traitement et la toxicité des micropolluants dans les systèmes aquatiques, que ce soit le réseau d'assainissement, les stations d'épuration ou les milieux récepteurs, dépendent de leur répartition entre les fractions dissoute et particulaire, et de leur spéciation en phase dissoute. Un des paramètres qui contrôlent la distribution des micropolluants entre ces différentes fractions est la matière organique dissoute (MOD) par sa quantité et sa qualité (Haitzer *et al.*, 1998; Akkanen et Kukkonen, 2001; Delle Site, 2001; Tusseau-Vuillemin *et al.*, 2007). La majorité des travaux étudiant l'impact de la MOD sur la répartition des micropolluants avait été menée avec de la MOD plutôt d'origine naturelle. Or la MOD d'origine urbaine provenant des rejets traités de station d'épuration peut représenter une fraction importante voire majoritaire de la MOD du milieu récepteur, comme c'est le cas en Seine à l'aval de Paris (Matar, 2012), et est très différente de la MOD naturelle ce qui pourrait influencer le devenir des micropolluants. Les travaux précédents du Leesu ont montré que la MOD naturelle est essentiellement humique, fraction fortement hydrophobe et acide, d'aromaticité et de poids moléculaire élevés, alors que la MOD urbaine présente un fort caractère hydrophile avec une aromaticité et une masse moléculaire faibles, et une forte hétérogénéité. Les travaux de Pernet-Coudrier *et al.* (2011) ont également démontré que ce type de MOD présentait une forte composante protéinique avec une teneur élevée en groupements azotés, contrairement à la MOD naturelle d'origine terrigène possédant une forte densité de groupements fonctionnels oxygénés et peu de groupements azotés. D'autres travaux du Leesu ont mis en évidence le rôle particulier des groupements azotés dans la complexation des éléments traces métalliques (ETM) et le rôle de la MOD d'origine urbaine sur la biodisponibilité des ETM (Muresan *et al.*, 2011; Pernet-Coudrier *et al.*, 2011; Matar *et al.*, 2015). Par contre peu de travaux existaient sur l'influence de la qualité de la MOD sur la répartition dissous/particulaire des contaminants, et sur la spéciation des micropolluants organiques dissous en présence de MOD urbaine.

En collaboration avec Gilles Varrault, et dans le cadre des programmes de recherche Piren-Seine et OPUR (Observatoire d'hydrologie urbaine en Île-de-France), j'ai co-encadré la thèse de Caroline Soares-Pereira (2016) sur l'*Influence de la matière organique dissoute d'origine urbaine sur la spéciation des micropolluants : de la station d'épuration au milieu récepteur*. Son objectif principal était de mettre en évidence et de comprendre l'impact de la présence et de la qualité de la MOD sur la répartition dissous/particulaire des micropolluants dans les systèmes aquatiques (STEU et milieu récepteur). Pour répondre à cette question, nous avons d'abord étudié l'influence de la présence et de la qualité de la MOD sur les propriétés de surface des particules. Ensuite, nous avons développé et appliqué des méthodes pour caractériser l'adsorption des micropolluants sur les particules en présence ou non de différents types de MOD. Ces recherches ont été menées sur des éléments traces métalliques, des HAP et des produits pharmaceutiques. Ces diverses substances présentent une large gamme de propriétés physico-chimiques, que ce soit la masse moléculaire, l'hydrophobicité ou la charge de surface, ce qui est utile pour mettre en lumière les processus physico-chimiques mis en jeu dans le devenir des substances en fonction de la quantité et du type de MOD, des conditions de pH ou de force ionique. Nous avons choisi de comparer une MOD naturelle, représentée par les acides fulviques de la rivière Suwannee avec de la MOD urbaine provenant de rejets de STEU parisiennes (STEU *Seine centre* et *Seine aval*). Parmi les particules étudiées, certaines sont représentatives du milieu récepteur du bassin de la Seine (goethite, calcite, montmorillonite et quartz) et d'autres sont utilisées dans le traitement avancé des eaux usées (charbon actif en poudre, CAP).

Interactions entre la MOD et les particules

L'adsorption du COD sur les différentes particules a été évaluée en fonction de la qualité de la MOD, de la quantité de particules et des conditions de pH et de force ionique. Le charbon actif a montré une capacité d'adsorption (28 - 95 %) supérieure à celle des autres particules pour toutes les conditions, du fait de sa surface spécifique très importante. La goethite a montré une adsorption du COD plus faible, comprise entre 5 et 79 % en fonction des conditions. La montmorillonite, le quartz et la calcite ont présenté une adsorption faible voire nulle de la MOD.

L'influence de la nature de la MOD sur l'adsorption du COD par les particules a été mise en évidence pour la goethite (figure 2.4) et le CAP (figure 2.5). L'adsorption par la goethite a été plus importante pour la MOD naturelle que pour la MOD urbaine tandis que c'est l'inverse pour le CAP pour lequel l'adsorption a été plus importante pour les MOD urbaines.

Un fractionnement de la MOD se produit lors de son adsorption. Sur la goethite, nous avons observé une adsorption préférentielle de la fraction la plus aromatique. Sur le CAP, la fraction la moins aromatique des acides fulviques et la fraction la plus aromatique des MOD urbaines ont été adsorbées préférentiellement, en lien avec leur faible poids moléculaire leur permettant un accès privilégié aux micropores du CAP.

De plus, à partir des isothermes d'adsorption de la MOD sur les particules (figures 2.4 et 2.5), les processus d'adsorption ont pu en partie être élucidés. Les acides fulviques s'adsorbent sur la goethite par une adsorption en monocouche conduisant à la saturation des sites d'adsorption, tandis que la MOD urbaine s'adsorberait en multicouches. Pour le charbon actif, les allures des isothermes étaient similaires pour les MOD naturelle et urbaine avec une saturation des sites de fixation de surface.

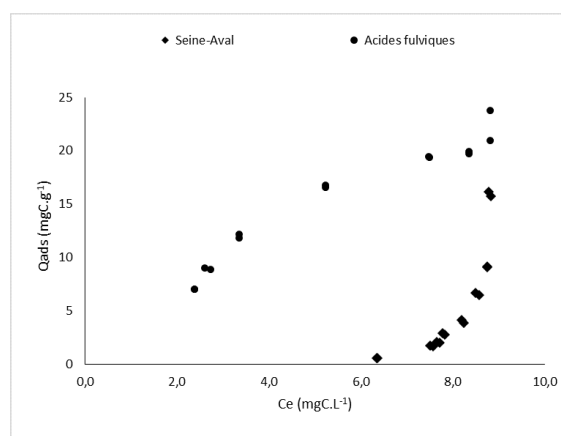


Figure 2.4 – Isothermes d'adsorption par la goethite (5-1000 mg/L) du COD issu de rejets de STEU *Seine aval* (9,8 mgC/L) et d'acides fulviques (8 mgC/L) à pH 8 (Q_{ads} la quantité de COD adsorbée, C_e la concentration en COD à l'équilibre)

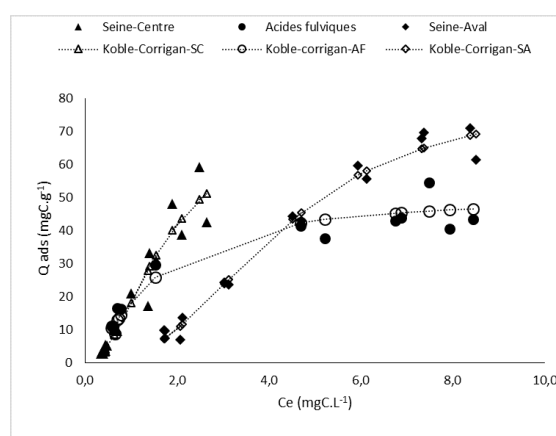


Figure 2.5 – Isothermes d'adsorption par le CAP (5-1000 mg/L) du COD issu de rejets de STEU *Seine centre* (3 mgC/L), *Seine aval* (9 mgC/L) et d'acides fulviques (8 mgC/L) à pH 8 (Q_{ads} la quantité de COD adsorbée, C_e la concentration en COD à l'équilibre)

Influence de la MOD sur l'adsorption des micropolluants sur les particules du milieu récepteur

La deuxième partie de la thèse a étudié l'influence de l'origine de la MOD sur l'adsorption des micropolluants métalliques et organiques par les particules du milieu récepteur. Les comportements des ETM ont présenté une diversité importante en fonction des métaux, particules et MOD considérés. Dans la majorité des cas (exemples en figures 2.6 et 2.8), une diminution de l'adsorption des ETM a été observée en présence de MOD, la MOD maintenant en solution les ETM par complexation et/ou par compétition pour les sites fixateurs des particules. Cet effet est plus marqué en présence de MOD urbaine. Au contraire, pour la goethite (figure 2.6) dans le cas du cadmium et du zinc, la présence d'acides fulviques a augmenté l'adsorption des ETM. Nous avons supposé que l'adsorption des acides fulviques sur la goethite (particule présentant le plus d'affinité pour cette MOD) augmente l'affinité de ces ETM *via* des complexes MOD-ETM adsorbés à la surface de la goethite. Cet effet n'a pas été observé avec la MOD urbaine. Les fractions labiles et inertes des métaux dissous restant en solution après équilibre avec les particules ont été quantifiées en l'absence ou en présence de MOD (exemples figures 2.7 et 2.9). Dans certains cas, en présence de MOD, la fraction labile diminue par rapport à ce qui est observé sans MOD. Dans le cas de la goethite, une très forte augmentation de la fraction labile en présence de MOD urbaine, comparée aux acides fulviques, a été observée. Cela démontre l'influence importante de la nature de la MOD non seulement sur la répartition dissous/particulaire des ETM mais aussi sur leur spéciation en phase dissoute et donc sur leur toxicité à court-terme.

La capacité d'adsorption des particules était importante pour les HAP, qui sont hydrophobes, et très dépendante de la MOD avec une influence différente en fonction des particules (exemples en figures 2.10 et 2.11). Sans MOD, la montmorillonite (>90 %) et la goethite (60-70 %) ont beaucoup plus fortement adsorbé les HAP étudiés que le quartz (10-40 %). L'adsorption a diminué en présence de MOD d'un facteur 1 à 4 pour la goethite et la montmorillonite, alors que pour le quartz elle a augmenté d'un facteur 2 à 6. La nature de la MOD n'a pas influencé l'adsorption des HAP sur le quartz. En comparaison des batchs dans l'eau pure, la MOD urbaine a moins inhibé l'adsorption des HAP légers sur la goethite et l'adsorption de tous les HAP sur la montmorillonite que les acides fulviques. Elle a par contre inhibé l'adsorption des HAP plus lourds sur la goethite. Plusieurs mécanismes entrant en compétition pourraient expliquer ces résultats. Il pourrait y avoir une compétition entre les HAP et les acides fulviques pour les sites d'adsorption des particules, en particulier dans le cas de la montmorillonite, en lien avec la forte adsorption du COD des acides fulviques. La MOD pourrait également maintenir les HAP en solution, hypothèse que nous privilégions suite à des essais à concentrations élevées en HAP pour lesquels le pourcentage adsorbé augmentait.

Le sulfaméthoxazole, très hydrophile, a été adsorbé à moins de 25 % à pH 8 et à moins de 5 % à pH 4 quelles que soient les particules, sans influence de la quantité ou qualité de la MOD. Ces résultats montrent que les processus mis en jeu ne sont pas seulement électrostatiques, les charges de surface du sulfaméthoxazole et des particules en présence de MOD ne suffisant pas à expliquer les phénomènes observés.

2.3 Impact des activités humaines sur la qualité des milieux récepteurs

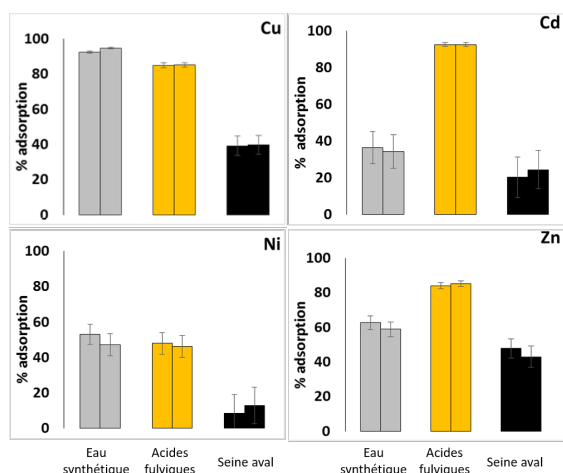


Figure 2.6 – Pourcentage d’adsorption des ETM (cuivre, nickel, cadmium, zinc) sur la goéthite en absence de MOD (gris), avec des acides fulviques (jaune) et avec de la MOD issue des rejets de STEU (noir)

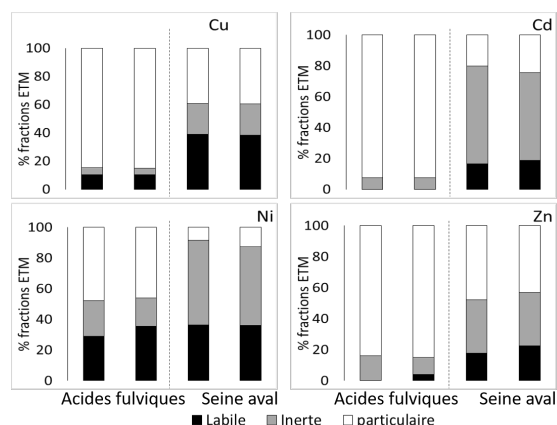


Figure 2.7 – Spéciation du cuivre, du nickel, du cadmium et du zinc après adsorption sur la goéthite en présence d’acides fulviques (gauche) et de MOD issue de rejets de STEU (droite)

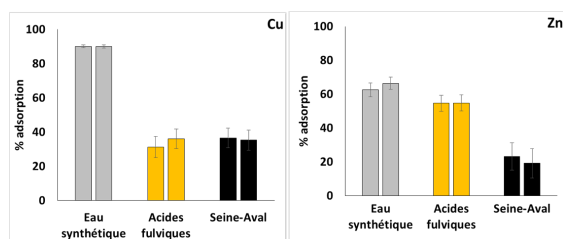


Figure 2.8 – Pourcentage d’adsorption des ETM (cuivre et zinc) sur la montmorillonite en absence de MOD (gris), avec des acides fulviques (jaune) et avec de la MOD issue des rejets de STEU (noir)

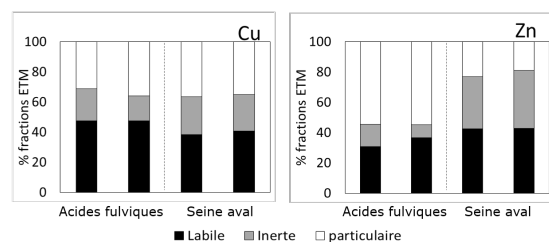


Figure 2.9 – Spéciation du cuivre et du zinc après adsorption sur la montmorillonite en présence d’acides fulviques (gauche) et de MOD issue de rejets de STEU (droite)

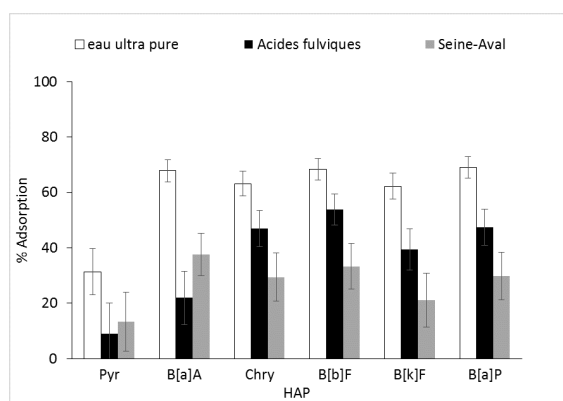


Figure 2.10 – Adsorption des HAP (250 ng/L) (classés du plus léger au plus lourd) par la goéthite (100 mg/L) sans MOD (eau ultra-pure), avec des acides fulviques et avec de la MOD issue de rejets de STEU *Seine aval*

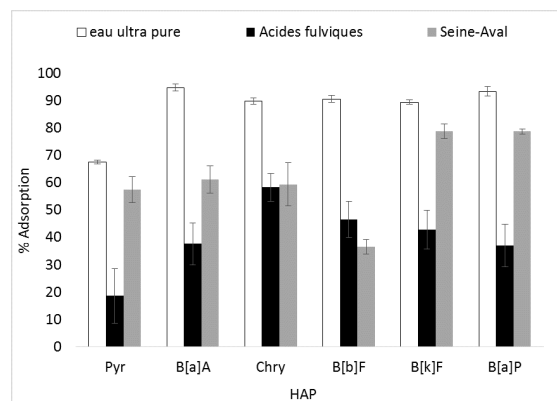


Figure 2.11 – Adsorption des HAP (250 ng/L) (classés du plus léger au plus lourd) par la montmorillonite (500 mg/L) sans MOD (eau ultra-pure), avec des acides fulviques et avec de la MOD issue de rejets de STEU *Seine aval*

Influence de la MOD sur l'adsorption des micropolluants sur le charbon actif en poudre

Nous avons montré que l'adsorption des ETM par le CAP augmente en présence de MOD et que pour la plupart des ETM (Cd, Co, Ni et Zn), l'adsorption est plus forte en présence d'acides fulviques qu'en présence de MOD urbaine (au moins d'un facteur 2 et souvent plus). Nous supposons que l'adsorption de la MOD en surface du CAP augmente l'affinité des ETM pour le CAP. La nature de la MOD a donc une influence sur la répartition dissous/particulaire des ETM (et donc sur leur abattement potentiel par les traitements au CAP) mais elle influence aussi la spéciation en phase dissoute des ETM non abattus et donc rejetés dans le milieu récepteur. La fraction labile des métaux (et notamment du cuivre) diminue en présence de MOD, avec un effet encore plus prononcé dans le cas de la MOD urbaine.

L'adsorption des HAP et des produits pharmaceutiques sur le CAP diminue en présence de MOD, effet exacerbé en présence de MOD urbaine. L'abattement de ces contaminants serait donc plus faible en présence de MOD urbaine. Cela peut être relié au fractionnement de la MOD urbaine lors de son adsorption sur le CAP (mis en évidence précédemment). Il est possible que la fraction plus hydrophobe de la MOD urbaine adsorbée sur le CAP entre en compétition avec les contaminants organiques pour les sites de surface du CAP. Il est également possible que la fraction hydrophile de la MOD moins adsorbée par le CAP retienne les contaminants les moins hydrophobes en solution. L'étude de la spéciation en phase dissoute de ces contaminants permettrait d'étudier plus finement les phénomènes en jeu.

Synthèse sur la spéciation des contaminants

Projet : Piren-Seine (2011 - 2014) et OPUR 4 (2012 - 2018)

Encadrement de thèse : Caroline Soares-Pereira (2012 - 2016)

Publication : Varrault *et al.* 2019 (O2)

Communications : ActI 4; ComI 6, 13; ComN 6, 9, 13; Affl 6; R 2, 6

2.4 Devenir des micropolluants en station d'épuration des eaux usées

2.4.1 Efficacité des différentes étapes de traitement conventionnel à éliminer les micropolluants

2.4.1.1 Spéciation des HAP en STEU par échantillonneurs passifs (2006)

Ce travail a fait l'objet de mon stage de M2 à l'INRAe (anciennement Cemagref) sous la direction de Catherine Gourlay. Les concentrations et la spéciation des HAP ont été évaluées en 2006 au cours de l'épuration par boues activées de la STEU *Seine aval*. L'efficacité du procédé d'épuration a été évaluée à toutes les étapes du traitement (pré-traitement, décantation primaire, boues activées suivies d'un clarificateur, traitement par clarifoculation pour éliminer les phosphates) au moyen d'un échantillonnage ponctuel actif (fractions particulaire et dissoute) et passif par l'utilisation de membranes semi-perméables (SPMD, fraction libre dissoute). Entre l'entrée et la sortie, l'abattement des HAP est de 67 %. La fraction des HAP particulaires est abattue à 98 %, l'abattement de la matière organique particulaire étant de 92 %. La fraction totale dissoute de HAP est abattue à 47 %, abattement équivalent à celui de la matière

organique dissoute (50 %). La fraction libre dissoute, évaluée par SPMD, n'est pas modifiée. Les coefficients de partage K_D et K_{DOC} ont été estimés. Ils augmentent avec l'hydrophobicité des HAP, montrant que l'affinité des HAP pour la MOD est le déterminant principal de la spéciation des HAP. Il a été montré que K_{DOC} est généralement plus élevé dans les eaux traitées que dans les eaux brutes, confirmant que la qualité de la MOD évolue au cours du traitement. En conclusion, bien que les STEU conventionnelles ne soient pas conçues pour éliminer les micropolluants, elles sont efficaces sur la micropollution particulaire. Cependant la fraction des HAP la plus biodisponible n'est pas affectée par le traitement.

Synthèse sur la spéciation des HAP en STEU

Publication : Gourlay-Francé et al. (2011) (PI3)

Communications : Act11, Com11, Aff11

2.4.1.2 Élimination des substances biocides en STEU (2013 - 2019)

Cette thématique a été abordée au cours des thèses de Sifax Zedek (2016) (voir paragraphe 2.6.1) et Claudia Paijens (2019) (voir paragraphe 2.6.2), en collaboration avec le SIAAP (Service public de l'assainissement francilien).

L'efficacité de deux stations d'épuration parisiennes sur l'abattement de différentes substances biocides a été étudiée. La STEU *Seine centre* traite jusqu'à 240 000 m³ d'eaux usées par jour par temps sec (jusqu'à 405 000 m³ par temps de pluie en configuration dégradée). Le traitement des eaux usées se fait par un prétraitement (dégrillage, dessablage et déshuilage), un traitement primaire (décantation lamellaire physico-chimique avec du chlorure ferrique et un polymère anionique), et un traitement biologique (élimination du carbone, nitrification totale et post-dénitrification par un système de biofiltration en trois étapes). La STEU *Seine aval* traite 1 500 000 m³ d'eaux usées par jour par temps sec et jusqu'à 2 300 000 m³ par temps de pluie. La filière de traitement comprend un prétraitement (dégrillage, dessablage et déshuilage), une décantation primaire, une déphosphatation physico-chimique et des unités de biofiltration réalisant une nitrification et une post-dénitrification avec ajout de méthanol. Les parabènes (méthylparabène (MeP), éthylparabène (EtP), propylparabène (PrP), benzylparabène (BzP), isobutylparabène (isoBuP), butylparabène (BuP)), le triclosan (TCS) et le triclocarban (TCC) ont été analysés dans les fractions dissoutes et particulaires des eaux brutes et traitées des deux STEU, et en plus, pour les parabènes, à différents stades du traitement de *Seine centre* (après la décantation primaire et à différents stades des unités de biofiltration) et dans l'eau de déshydratation des boues. Dix-huit biocides² priorisés par Claudia Paijens (voir paragraphe 2.6.2) ont été analysés uniquement à la STEU *Seine centre*.

Les parabènes ont été quantifiés dans les fractions dissoutes et particulaires des eaux usées, mais principalement dans la fraction dissoute (>80 %). Ils ont été mesurés dans les eaux usées brutes à 2 500 ng/L (médianes) pour le MeP, 1 000 ng/L pour l'EtP et 60 ng/L pour le BuP. Dans les eaux usées traitées, les concentrations étaient d'environ 30 ng/L pour le MeP, 11 ng/L pour l'EtP et 6 ng/L pour le BuP. L'élimination des parabènes était supérieure à 90 %, sauf pour l'isoBuP dont l'élimination était inférieure à 80 %. Le suivi du devenir des parabènes pendant le traitement primaire et biologique a démontré que 99 % de l'élimination

2. diuron, isoproturon, méthylisothiazolinone (MIT), chloro-méthylisothiazolinone (CMIT), benzisothiazolinone (BIT), octylisothiazolinone (OIT), dichloro-octylisothiazolinone (DCOIT), chlorures de benzalkonium (BAC C12, C14, C16), terbutryne, cybutryne, terbuthylazine, carbendazime, butylcarbamate d'iodopropynyle (IPBC), thiabendazole, tébuconazole et mécoprop.

des parabènes dans la fraction dissoute est réalisée dans la première étape de biofiltration.

La figure 2.12 présente les niveaux de concentrations de 18 biocides mesurés par Claudia Paijens dans les eaux usées brutes et les rejets de la STEU *Seine centre*. Ces substances étaient présentes en entrée et en sortie de STEU, aussi bien dans la fraction dissoute que la fraction particulaire. Les biocides quantifiés aux plus fortes concentrations en entrée de STEU étaient la MIT, la BIT, le BAC C12 et le BAC C14, à des concentrations supérieures à 100 ng/L. Dans les rejets de STEU, les concentrations restaient en moyenne du même ordre de grandeur que celles mesurées dans les eaux usées brutes, à l'exception des isothiazolinones pour lesquelles une élimination entre 67 % (CMIT) et 91 % (BIT) a été observée. Concernant les autres composés (figure 2.12), les taux d'abattement étaient inférieurs à 50 %. Les rejets de STEU sont donc une voie d'introduction des biocides vers la Seine. Ces résultats ont été publiés dans Paijens *et al.* (2021).

Pour ces substances biocides, de propriétés physico-chimiques variées, l'efficacité des traitements conventionnels est également variable. Si les parabènes et les isothiazolinones sont correctement éliminés (> 67 %), les autres substances ne le sont que très peu, et les concentrations dans les rejets, pour toutes les substances, sont susceptibles de contaminer le milieu récepteur. Des traitements avancés sont donc nécessaires si l'on veut que les STEU éliminent la micropollution des eaux usées.

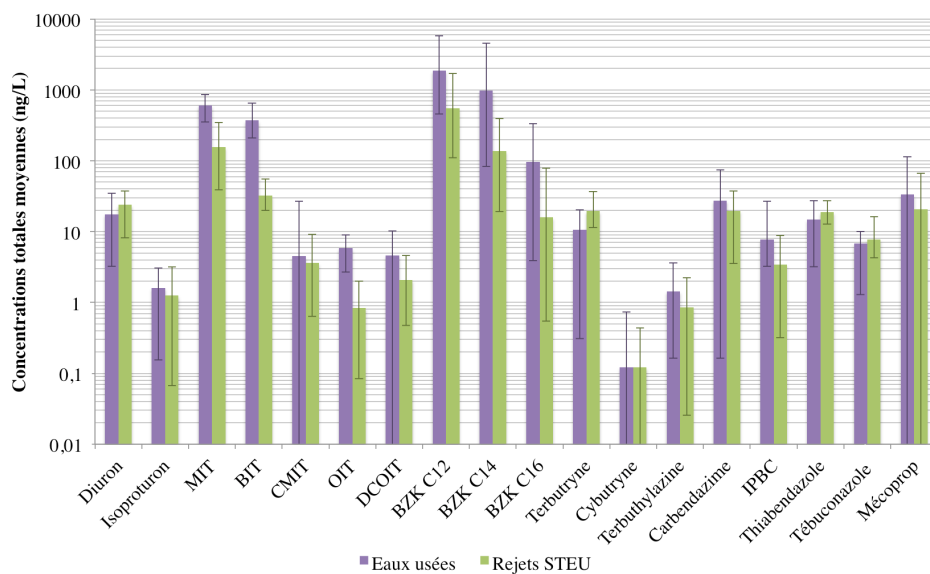


Figure 2.12 – Concentrations totales moyennes (min - max) mesurées par temps sec dans les eaux usées (n=6) et les rejets (n=6) de la STEU *Seine centre* (tiré de Paijens (2019))

2.4.2 Traitements tertiaires par charbon actif (2013 - 2018)

Cette thématique était portée par Johnny Gaspéri, enseignant-chercheur au Leesu, et en collaboration avec le SIAAP. Elle a été développée par deux doctorants de Johnny Gaspéri, Romain Mailler (2015) et Ronan Guillosoy (2019), et en collaboration avec deux doctorants que j'encadrais, Sifax Zedek (2016) et Caroline Soares-Pereira (2016). Mon apport dans cette thématique était l'analyse des parabènes, triclosan et triclocarban, et l'étude de l'interaction entre les micropolluants organiques et la matière organique dissoute.

Un pilote de traitement tertiaire (Carboplus®), a été installé par la Saur pour affiner le

traitement des effluents en sortie de biofiltration de la STEU *Seine centre* par adsorption sur charbon actif. Deux types de charbon actif ont été testés : le charbon actif en poudre (CAP, particules de taille inférieure à 100 μm) et le charbon actif micro-grain ($\text{CA}_{\mu\text{G}}$, particules de taille médiane égale à 423,5 μm). Différentes campagnes d'échantillonnage ont permis d'étudier l'effet du type de charbon, de la dose et des conditions opérationnelles sur l'abatement de substances organiques. Avec le CAP, il a été mis en évidence que les parabènes étaient abattus à plus de 70 % entre l'entrée et la sortie du pilote (Mailler *et al.*, 2015) en particulier l'EtP (88 - 94 %, min-max) et le PrP (91 - 96 %, min-max). Par contre, pour le TCS, les abattements étaient plus faibles compris entre 18 et 29 % traduisant une faible adsorption sur ce type de charbon actif. Le TCC était dans cette première étude en dessous des limites de quantification en entrée de procédé, il n'a donc pas été possible de déterminer son abatement. Pour le $\text{CA}_{\mu\text{G}}$, à des concentrations de 10 à 20 g/m^3 , les MeP, EtP et TCS présentent des abattements modérés respectivement de 28 - 77 %, 20 - 85 % et 30 - 38 %. Le TCC s'est avéré bien abattu par ce procédé avec des rendements épuratoires de 63 à 86 % soulignant une forte affinité de cette molécule pour le $\text{CA}_{\mu\text{G}}$. L'étude du pilote Carboplus® a donc montré que le traitement par charbon actif en sortie de STEU était efficace pour abattre ces micropolluants organiques, et que le CAP permettait un meilleur abatement que le $\text{CA}_{\mu\text{G}}$. Toutefois, la performance épuratoire pourrait être améliorée en jouant sur la concentration en $\text{CA}_{\mu\text{G}}$ (Mailler *et al.*, 2016).

Pour compléter ces travaux en pilote, et pour approfondir les résultats de la thèse de Caroline Soares (voir paragraphe 2.3.2), de nouvelles isothermes d'adsorption ont été réalisées dans de l'eau ultra-pure et dans des effluents d'eaux usées pour étudier l'influence de la MOD sur l'adsorption des micropolluants sur du CAP. Le meilleur ajustement des pseudo-isothermes d'adsorption a été obtenu avec l'équation de Freundlich et a montré, que l'adsorption des micropolluants organiques était plus élevée dans l'eau ultra-pure que dans les effluents d'eaux usées en raison de la présence de MOD conduisant à un blocage des pores et à une compétition pour les sites d'adsorption. Les analyses ont révélé que les biopolymères et les molécules hydrophobes étaient les fractions les plus adsorbées tandis que les acides humiques n'étaient pas éliminés après un temps de contact de 30 min ou 72 h. La présence de MOD a eu un impact négatif sur l'élimination de tous les micropolluants après 30 min d'adsorption, mais des éliminations similaires à celles de l'eau ultra-pure ont été obtenues pour 6 substances après 72 h d'adsorption. Ceci a démontré que la compétition entre les micropolluants et la MOD pour les sites d'adsorption n'était pas un mécanisme majeur comparé au blocage des pores, qui a seulement ralenti l'adsorption sans l'empêcher. La charge des micropolluants a eu un impact clair : l'adsorption de composés chargés négativement a été réduite en présence d'effluents d'eaux usées en raison d'interactions électrostatiques répulsives avec la MOD adsorbée et la surface du CAP. D'autre part, l'élimination des composés chargés positivement a été améliorée. Un prééquilibre de 24 heures entre les micropolluants et la MOD a amélioré leur élimination sur le CAP, ce qui suggère que les micropolluants et la MOD interagissent en solution et diminuent les effets négatifs causés par la présence de la MOD, par exemple par la co-adsorption d'un complexe micropolluants-MOD (Guillossou *et al.*, 2020).

Synthèse sur les traitements tertiaires par charbon actif en STEU

Projet : programme OPUR 4 (2012 - 2018)

Publications : Mailler *et al.* 2015 (PI7), 2016 (PI9, PI10, PN5) ; Rocher *et al.* 2016 (PN4) ; Guillossou *et al.* 2020 (PI15)

Communications : Coml 7,8

2.5 Caractérisation et gestion à l'amont des eaux pluviales

La gestion centralisée grande échelle de l'assainissement en milieu urbain actuellement utilisée ne permet pas d'atteindre les objectifs visés en ce qui concerne la qualité chimique des milieux, en particulier au regard de la DCE dont les exigences sont vraisemblablement amenées à se renforcer. Le traitement des eaux en stations d'épuration nécessite des technologies de plus en plus poussées et onéreuses, sans pour autant éliminer complètement les micropolluants. Par temps de pluie, les réseaux séparatifs rejettent sans traitement des eaux contaminées en micropolluants tandis que les réseaux unitaires, malgré la construction de bassins de rétention, peuvent déborder impliquant le rejet d'un mélange d'eaux usées et d'eaux pluviales non épurées. Dans ce contexte, la gestion à l'amont et la réduction des micropolluants à la source semblent être une voie alternative à la gestion centralisée des eaux en milieu urbain. J'ai abordé la question de la gestion à l'amont des eaux pluviales au cours de mon doctorat (2006 - 2010, paragraphe 2.5.1). Puis, afin de mettre en œuvre des solutions de réduction à la source des micropolluants, j'ai souhaité mieux connaître les sources primaires d'émission. Dans les eaux pluviales, j'ai travaillé en 2012, en collaboration avec Marie-Christine Gromaire, sur les émissions d'alkylphénols (AP) et de bisphénol A (BPA) par les matériaux de construction et automobiles (paragraphe 2.5.2). Concernant les eaux usées domestiques, qui font l'objet du paragraphe 2.6, je me suis intéressée d'une part aux parabènes, triclosan et triclocarban dans le projet Cosmet'eau (2014 - 2018) en lien avec les changements de pratiques dans les cosmétiques, et d'autre part aux substances biocides dans le cadre de la thèse de Claudia Paijens (2019).

2.5.1 Flux de micropolluants dans les eaux de ruissellement et effet de différents modes de gestion des eaux pluviales (2006 - 2010)

Au cours de mon doctorat, sous la direction de Ghassan Chebbo et Marie-Christine Gromaire, je me suis intéressée à la qualité et à la gestion des eaux de ruissellement. En effet, les connaissances sur la contamination des eaux pluviales en amont du réseau étaient faibles et l'effet global d'une gestion à la source des eaux pluviales, conçue initialement dans un objectif de régulation hydraulique pour lutter contre les inondations, n'avait jamais été réellement documenté en termes de maîtrise des flux polluants.

Quatre bassins versants présentant une diversité de modes de gestion des eaux pluviales ont été instrumentés pour mesurer les flux d'eau et de contaminants (HAP, PCB, alkylphénols, métaux). La présence d'un certain nombre de substances prioritaires de la DCE a été mise en évidence dans les eaux pluviales amont, à des niveaux de contamination globalement plus faibles qu'à l'aval des réseaux séparatifs. Cette contamination est cependant significative pour certains paramètres qui ont été mesurés au-dessus des normes de qualité environnementale (Bressy *et al.*, 2012).

Ce travail a montré que sur les sites étudiés, la gestion à la source diminue les volumes d'eau rejetés vers l'aval d'environ 50 % et réduit les masses de contaminants émis de 20 à 80 %. Cette réduction de masse est essentiellement liée à la diminution du volume d'eau, l'effet épuratoire sur les concentrations n'étant pas systématiquement mis en évidence. La gestion à l'amont des eaux pluviales est donc à favoriser car elle évite la sur-contamination liée aux processus en réseau (mauvais branchements, érosion, etc.) et permet de séparer les eaux peu chargées des effluents contaminés qui pourront être traités localement ou à l'aval. Nous avons également montré que dans un objectif de réduction des flux polluants, la

conception des ouvrages doit prendre en compte les pluies courantes et non pas seulement les événements exceptionnels (Bressy *et al.*, 2014b). Ces résultats ont ouvert des perspectives au Leesu sur la maîtrise des flux polluants pour les pluies courantes : sur la conception des ouvrages avec la thèse de Jérémy Sage (2016), sur la contamination des sols d'ouvrages d'infiltration avec la thèse de Damien Tedoldi (2017) et sur la rétention des polluants de ruissellement de voirie par des ouvrages de biofiltration avec la thèse de Kelsey Flanagan (2018).

Synthèse sur la caractérisation et la gestion à l'amont des eaux pluviales

Projets : projet R2DS SISTEO (2006 - 2009) et programme OPUR 3 (2006 - 2010)

Publications : PI1, PI2, PI4, PI5, PN1, PN2, PN3, O1

Communications : ActI2, ActI3, ActI5, ComI2, ActN1, ComN1, ComN2, R1

2.5.2 Étude du potentiel d'émission d'alkylphénols et de bisphénol A par les matériaux de construction et l'automobile (2012)

En collaboration avec Marie-Christine Gromaire et dans le cadre du post-doctorat de Katerine Lampréa, nous avons étudié l'émission d'alkylphénols et de bisphénol A dans les eaux de ruissellement urbaines. Les sources potentielles de ces contaminants dans les eaux de ruissellement sont endogènes au bassin versant et sont liées en particulier à la circulation automobile et au lessivage des matériaux constituant l'enveloppe bâtie et les infrastructures urbaines. Un travail expérimental a été mené sur une sélection de matériaux de construction, de matériaux et de consommables automobiles entrant en contact avec la pluie afin d'évaluer leur potentiel d'émission d'alkylphénols, alkylphénols éthoxylés et bisphénol A dans le ruissellement. Trente-six échantillons de matériaux, neufs et usagés, appartenant à sept grandes familles de matériaux de construction (PVC, béton, polycarbonate, bitume modifié SBS (styrène butadiène styrène), matériaux de drainage) et de matériaux automobiles (carrosserie, pneus) ont été soumis à des tests de lixiviation au méthanol puis, pour une sélection d'entre eux, à des tests de lixiviation à l'eau. Trois types de fluides automobiles (liquide de frein, lave-glace et liquide de refroidissement) ont été extraits directement. Les résultats démontrent la présence ubiquiste des composés recherchés dans les matériaux urbains, ainsi que leur caractère extractible à l'eau (voir figure 2.13) (Lamprea *et al.*, 2017, 2018). Les composés avec les plus forts taux d'émission sont le bisphénol A et le nonylphénol. Les émissions dans l'eau en bisphénol A les plus importantes (10 à 300 ng/g) ont été mesurées pour le polycarbonate, les pneumatiques, certaines carrosseries de voiture et les PVC. Le nonylphénol a été lixivié par l'eau en quantité importante (1 à 10 ng/g) depuis les PVC, certains bétons, les bitumes modifiés SBS et les échantillons de carrosserie. Les pneus sont les seuls matériaux présentant une forte émission en octylphénol (1 à 10 ng/g). L'analyse de fluides automobiles a confirmé la présence de bisphénol A (0,3 à 5,5 g/L) et de nonylphénol (2,3 à 2,9 mg/L) dans les liquides de frein, tandis que le BPA a été trouvé à l'état de traces dans les liquides de refroidissement et lave-glaces.

Synthèse sur l'émission d'AP et BPA dans le ruissellement

Projet : OPUR 4 (2012 - 2018) et post-doctorat de Katerine Lamprea (2012)

Publications : Lamprea *et al.* 2018 (PI13) et 2017 (PN6)

Communication : ComN3

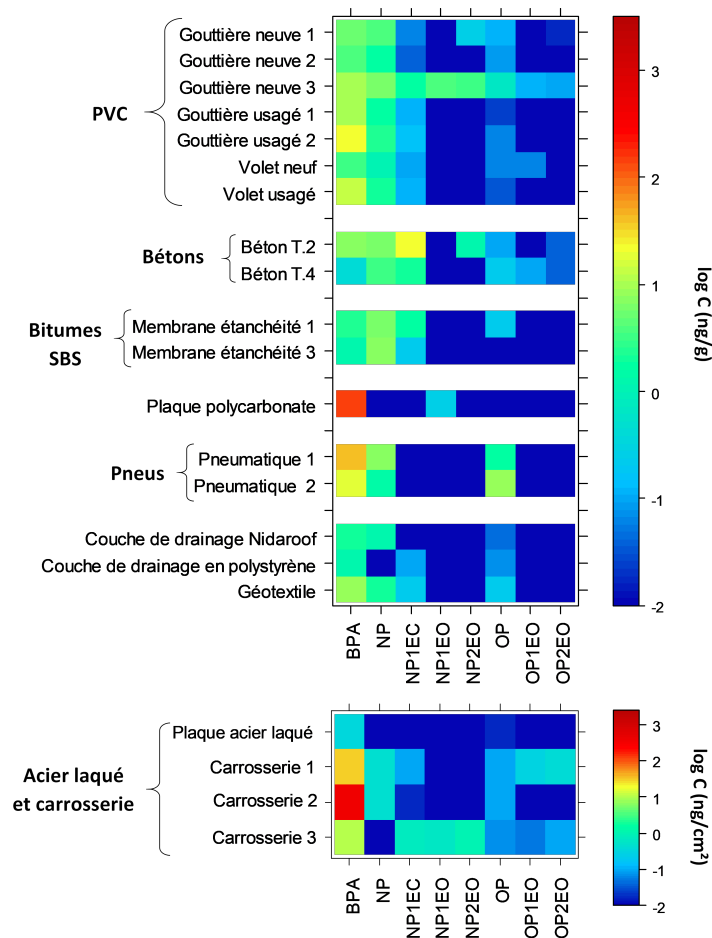


Figure 2.13 – Profil d'émission dans l'eau des alkylphénols et du bisphénol A par gramme ou par cm^2 de matériau sec pour des matériaux du bâti ou de l'automobile (tiré de Lamprea *et al.* (2017))

2.6 Caractérisation des transferts de micropolluants domestiques, des sources jusqu'au milieu récepteur, et effets de différentes solutions de réduction

2.6.1 Caractérisation et réduction à la source d'additifs aux produits cosmétiques : projet Cosmet'eau (2014 - 2018)

Le projet Cosmet'eau (2014 - 2018) a été sélectionné dans le cadre de l'appel à projets *Innovations et changements de pratiques : lutte contre les micropolluants des eaux urbaines*, lancé conjointement par les agences de l'eau, le Ministère de la Transition écologique et solidaire et l'Office français de la biodiversité (OFB, anciennement Onema) dans le cadre du Plan Micropolluants. Il visait à caractériser les éventuels changements de pratiques concernant les micropolluants et à évaluer l'efficacité, en termes d'impact sur les milieux aquatiques, de leur mise en œuvre.

Nous avons choisi l'exemple des conservateurs et désinfectants utilisés dans la formulation des produits cosmétiques car leurs propriétés de biocides impliquent intrinsèquement qu'ils peuvent avoir un effet sur les écosystèmes aquatiques s'ils y sont déversés. Dans cette classe d'additifs, les plus utilisés jusque dans les années 2010 étaient les parabènes, le triclosan et le triclocarban

(d'après la base de données Mintel (2015) consultée en mai 2015). En France, les parabènes ont été quantifiés dans 99 % des échantillons de l'étude prospective sur les micropolluants émergents commanditée par l'Onema et l'Ineris en 2012 (Botta et Dulio, 2014). Ils peuvent avoir un effet négatif sur les écosystèmes aquatiques par perturbation endocrinienne ou induction d'antibiorésistance (Orvos *et al.*, 2002; SCCS, 2010; Bedoux *et al.*, 2012). Il y a donc des enjeux à la fois sanitaires et environnementaux importants à mieux comprendre la dynamique de ces substances dans le système d'assainissement et leur impact dans le milieu récepteur. Ces substances sont également intéressantes du point de vue de la sociologie du risque et des pratiques de consommation. En effet les parabènes, à l'époque du projet, étaient les plus emblématiques et les plus médiatisées en France, et le triclosan l'était en Amérique du Nord (Halden, 2014). En France, un moment important dans la prise de conscience par le grand public du potentiel danger des parabènes, et plus largement des cosmétiques, est celui de la diffusion de l'émission *Envoyé spécial*, le jeudi 3 mars 2005, qui reprenait l'étude de Philipa Darbre *et al.* (2004) reliant leur utilisation à l'apparition de cancers du sein. Cette prise de conscience des consommateurs a incité les industriels du secteur à proposer de nouvelles références (*sans parabènes* ou labellisées *bio*) intégrant des produits de substitution aux molécules incriminées (voir historique des parabènes en figure 2.14). Pour autant, ces nouveaux produits utilisent des molécules de substitution, sans que les pouvoirs publics et les consommateurs ne s'interrogent sur leur innocuité.

Les objectifs du projet étaient : (i) d'étudier les processus de lancement d'alerte, de sensibilisation des consommateurs et des pouvoirs publics ; (ii) d'analyser les pratiques de consommation et les motivations au changement ; (iii) d'évaluer la contamination (chimique et écotoxicologique) des eaux usées et du milieu récepteur et son évolution suite aux changements de pratiques ; et (iv) de réfléchir aux outils que pourraient mettre en place les collectivités pour anticiper ces changements de pratiques et les orienter vers ceux qui seraient les plus efficaces en termes de limitation des rejets (Bressy *et al.*, 2016).

Mes recherches s'inséraient majoritairement dans le troisième objectif, notamment avec la thèse de Sifax Zedek (2016), *Dynamique de polluants émergents (parabènes, triclosan et triclocarban) dans le continuum eaux grises - milieu récepteur*, co-encadrée par Régis Moilleron. J'ai également

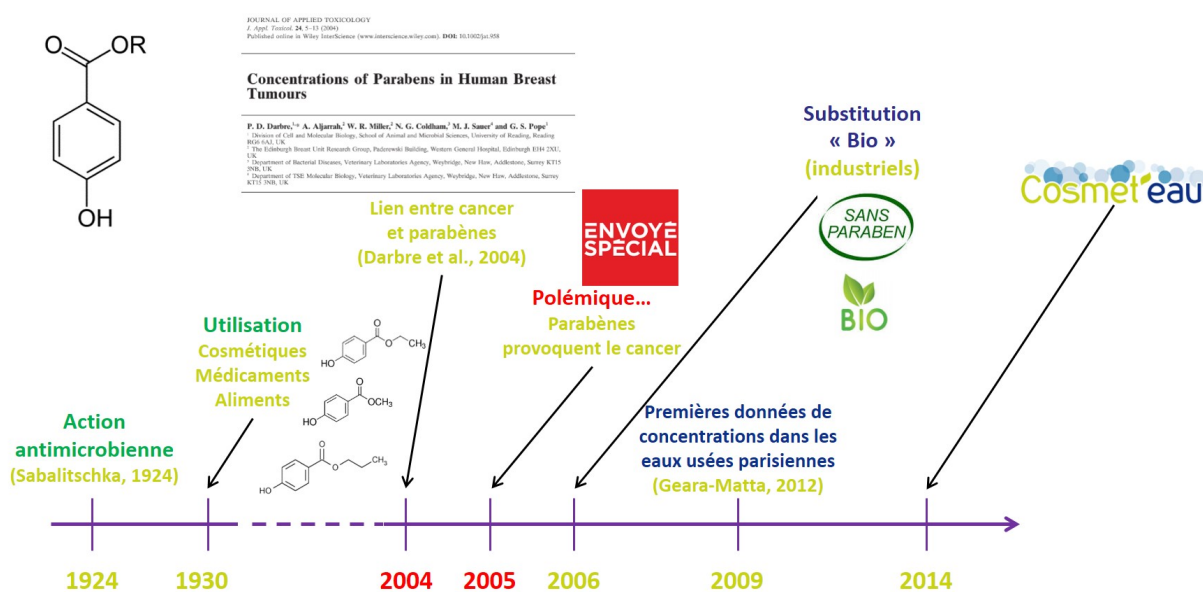


Figure 2.14 – Historique de l’usage des parabènes et de l’alerte

fait le lien entre les différentes actions et les différentes disciplines et organismes du projet. En effet, le projet Cosmet'eau a fait travailler ensemble des chimistes de l'environnement, des hydrologues, des écotoxicologues, des sociologues et des géographes, venant d'organismes variés : deux laboratoires de recherche (Leesu et Ladyss), le SIAAP, la Ville de Paris, une PME en écotoxicologie (Tame-Water, anciennement VigiCell) et une association de valorisation de la recherche (Arceau-IdF). Une réflexion sur l'apport de la multidisciplinarité est proposée à la fin de ce paragraphe en page 42.

Sources et occurrence des parabènes dans les eaux urbaines

L'objectif était d'évaluer la contamination en parabènes, triclosan et triclocarban dans le continuum foyer - réseau d'assainissement - milieu aquatique récepteur. Différents types d'eaux grises (lave-linge, lave-vaisselle, douche, lavabo et vaisselle manuelle) ont été prélevés par des volontaires. Les eaux usées amont ont été échantillonnées au niveau de quatre artisans (deux salons de beauté et deux coiffeurs), un hôpital et deux bassins versants résidentiels urbains de catégories socio-professionnelles différentes. À une échelle plus grande, des prélèvements ont été effectués dans sept émissaires ou entrées de STEU du SIAAP (voir figure 2.15). Ces eaux sont considérées comme représentatives des pratiques de consommation puisqu'elles intègrent les eaux domestiques d'environ 9 millions d'habitants. L'étude des filières de traitement en STEU a été décrite au paragraphe 2.4. Les principaux rejets d'eaux urbaines en Seine ont été échantillonnés : les rejets de STEU par temps sec (*Seine centre* et *Seine aval*) et les rejets de trois déversoirs d'orage qui sont un mélange d'eaux usées et d'eau pluviale lorsque les capacités des réseaux et bassins de stockage sont dépassées (Alma, Clichy et La Briche) représentant plus de 80 % des volumes totaux déversés par les déversoirs d'orage de la zone. Enfin, de l'eau de surface a été prélevée en Seine en amont et en aval de Paris. Les résultats sont présentés dans le livrable 4.2 du projet Cosmet'eau (Bressy *et al.*, 2019a).

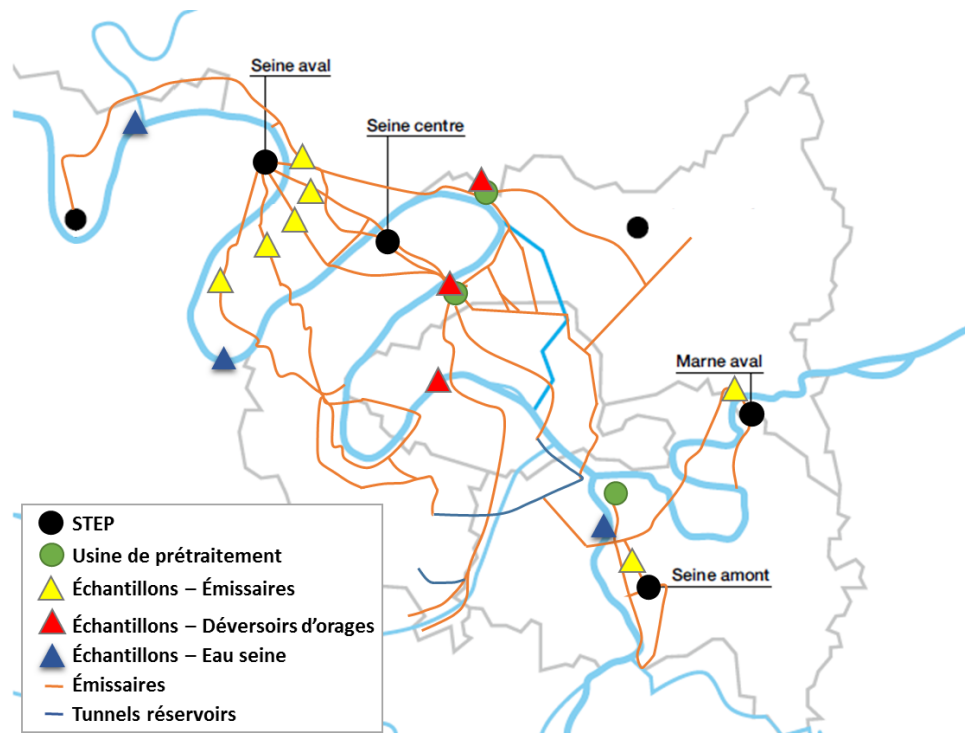


Figure 2.15 – Carte des points d'échantillonnage du projet Cosmet'eau

Origines de la contamination des eaux domestiques : les eaux grises Toutes les eaux grises sont contaminées en parabènes et triclosan. Une importante variabilité des concentrations a été mise en évidence que ce soit entre les eaux grises ou au sein d'une même eau grise, illustrant la variabilité des pratiques de consommation/usage. Les eaux de lave-linge présentent les concentrations médianes les plus fortes quel que soit le composé considéré (excepté le PrP) avec des concentrations pour les parabènes à chaîne courte et le triclosan de l'ordre de quelques $\mu\text{g/L}$. En revanche, les eaux de vaisselle manuelle apparaissent les moins contaminées avec des concentrations médianes en parabènes et triclosan de l'ordre de quelques ng/L à quelques centaines de ng/L . L'ubiquité des substances dans les eaux grises s'explique par la diversité de leur utilisation (conservateurs, désinfectants ou biocides dans de nombreux produits : cosmétiques, pharmaceutiques, colorants, d'entretien, textile, etc.).

En évaluant des flux journaliers par habitant, nous avons identifié les contributeurs majeurs à la contamination des eaux grises par les parabènes, le triclosan et le triclocarban : les eaux de douche et lave-linge. Suite à ces premiers résultats, nous avons décomposé des eaux de douche et de lave-linge en quatre échantillons distincts pour remonter à la source primaire (eau du robinet, matériau de la douche ou du lave-linge, produits cosmétiques ou lessiviels, volontaire ou habits). Le linge est apparu comme la source majoritaire de contamination des eaux de lave-linge par les parabènes avec des contributions allant de 79 % pour l'isoBuP à 98 % pour le MeP et le PrP. Dans le cas des eaux de douche, les volontaires et les produits apparaissent comme les principales sources de contamination en parabènes. Pour le TCS, les contributeurs majoritaires sont la baignoire (59 %) et le volontaire (29 %) alors que pour le TCC ce sont la baignoire (36 %) et les produits (61 %). Ces résultats permettent de hiérarchiser les leviers sur lesquels jouer dans un objectif de réduction à la source des substances étudiées dans les eaux domestiques.

Contamination du continuum réseau d'assainissement - milieu récepteur Les résultats des analyses chimiques sur le continuum foyer - réseau d'assainissement - milieu récepteur ont montré l'ubiquité des substances étudiées à tous les niveaux du cycle urbain de l'eau, à des concentrations allant jusqu'à plusieurs dizaines de microgrammes par litre en amont des stations d'épuration et à quelques nanogrammes par litre dans les eaux de rivière. L'exemple du méthylparabène est donné en figures 2.16 et 2.17 (la concentration *eaux grises*, correspond à une concentration reconstituée à partir des concentrations mesurées dans les différents types d'eaux grises et aux volumes moyens consommés par type d'eau).

Les ordres de grandeur des concentrations sont proches pour les différents types d'eau entre l'amont (eaux grises) et l'aval du réseau (entrée de STEU) mais avec une diminution de la variabilité lorsqu'on augmente l'échelle. Nous supposons qu'en augmentant la population échantillonnée (d'un foyer à neuf millions d'EH pour les émissaires), un lissage des différentes habitudes/pratiques entraîne un lissage des niveaux observés. L'étude des eaux usées d'artisans (coiffeurs et salons de beauté) montre des concentrations rejetées plus élevées chez les coiffeurs que dans les salons de beauté dont les niveaux sont comparables aux eaux grises reconstituées, laissant supposer que l'activité coiffure utilise plus de produits contenant nos substances. Au contraire les rejets d'hôpitaux sont moins concentrés en parabènes, ce qu'explique une enquête de terrain menée auprès de 17 établissements de santé sur la Communauté d'Agglomération du Grand Poitiers pendant le projet BIOTECH concluant qu'aucun de ces établissements n'utilise le méthylparabène comme biocide. La comparaison des concentrations sur les deux quartiers parisiens ne montre pas de différence, la variabilité temporelle étant supérieure à la variabilité spatiale, et les niveaux de concentrations étant proches de ceux des eaux grises.

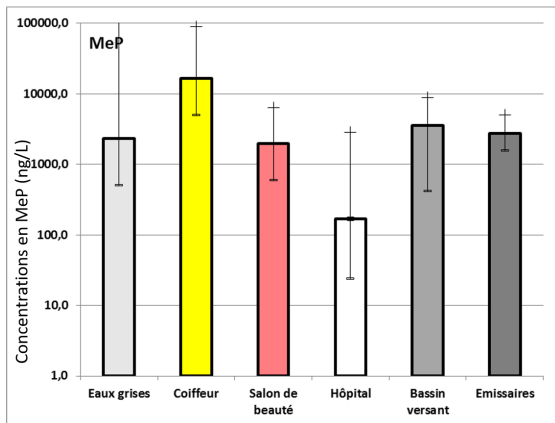


Figure 2.16 – Concentrations (ng/L) en méthylparabène (médiane, d10-d90) dans les eaux usées à différents niveaux du réseau

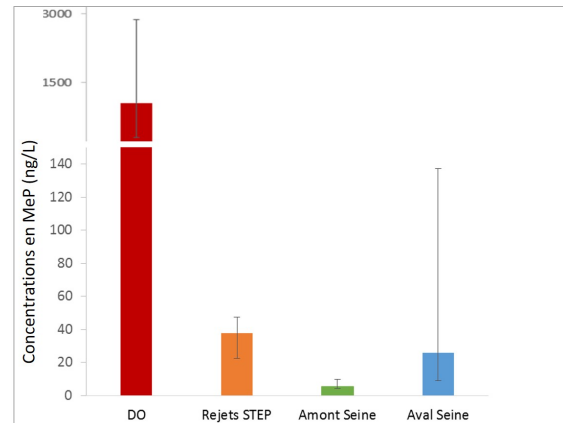


Figure 2.17 – Concentrations (ng/L) en méthylparabène (médiane, d10-d90) dans différents rejets urbains et en Seine

En Seine, seuls les parabènes à chaîne courte ont été quantifiés, ainsi que le TCS et le TCC. Une augmentation significative des concentrations a été mise en évidence entre l'amont et l'aval, en particulier pour le méthylparabène dont la concentration médiane passe de 5 ng/L en amont à 18 ng/L en aval. Le TCS a été mesuré en médiane entre 15 (amont) et 17 ng/L (aval), tandis que le TCC entre 2 (amont) et 3 ng/L (aval).

Impact de la substitution des parabènes sur la qualité et l'écotoxicité des eaux urbaines

Changements de pratiques des consommateurs et industriels La consultation de la base de données Mintel (2015) nous a permis de connaître l'évolution dans le temps de la formulation des produits cosmétiques mis sur le marché (figure 2.18). Entre 2006 et 2015, on observe une diminution d'environ 85 % des formulations qui contiennent des parabènes en France, avec l'augmentation de l'utilisation d'un certain nombre de substituants comme le sodium benzoate, l'alcool benzylique ou les isothiazolinones, ces dernières étant pourtant connues pour être allergènes (García-Gavín *et al.*, 2010). Les enquêtes et entretiens menés par les sociologues ont montré que l'alerte sur les parabènes a entraîné un changement de pratiques d'achat (vers des produits *sans parabènes* ou bio) mais majoritairement subi, du fait de changements de formulation des industriels, sans véritable connaissance du risque et sans interrogation sur les substituants.

Impact de la substitution des parabènes sur les flux véhiculés par les eaux usées Les parabènes avaient été quantifiés en 2009 - 2010 dans les eaux usées parisiennes dans le cadre de la thèse de Darine Geara-Matta (2012) avec les mêmes méthodes d'échantillonnage et d'analyse. Nous avons considéré que ces données représentaient un état initial de la contamination puisqu'elles ont été acquises peu après l'alerte et donc juste avant ou au début des changements de pratiques. Nous avons comparé entre 2010 et 2016 les flux de substances par équivalent habitant (EH), calculés à partir de la concentration en azote dissous (NTK), un équivalent habitant-azote correspondant à 12 g de NTK dissous par habitant et par jour. La figure 2.19 montre une diminution des flux d'un facteur 2,5 pour l'EtP et le PrP, d'un facteur 4 pour le MeP et d'un facteur supérieur à 10 pour le BuP et l'isoBuP. Ces diminutions des flux sont à mettre en lien avec la modification des formulations de cosmétiques (figure 2.18).

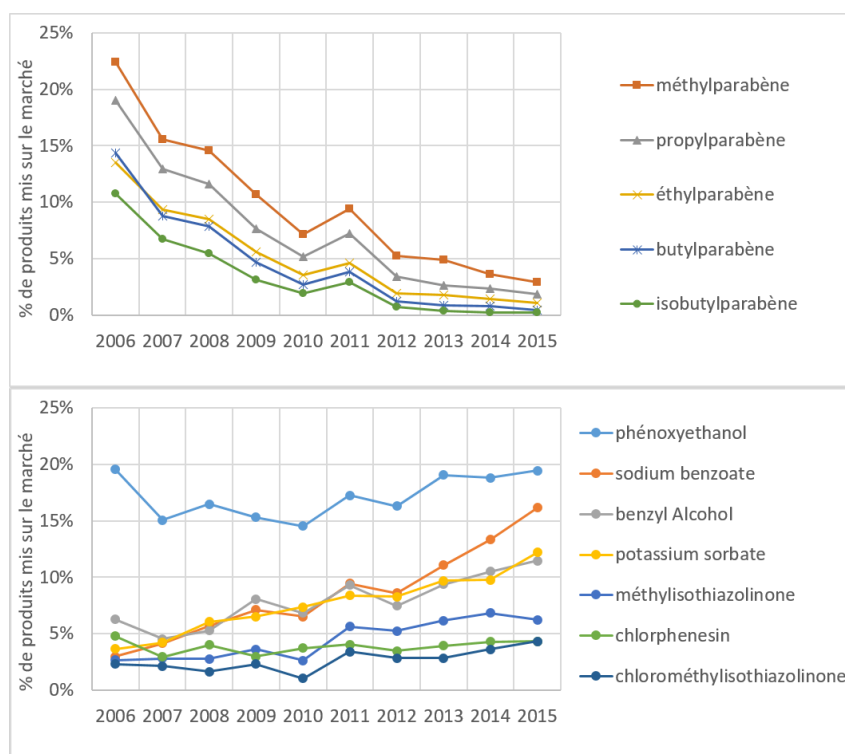


Figure 2.18 – Évolution du pourcentage de produits mis sur le marché contenant des parabènes (haut) et d'autres conservateurs (bas) (données issues de la base de données Mintel (2015))

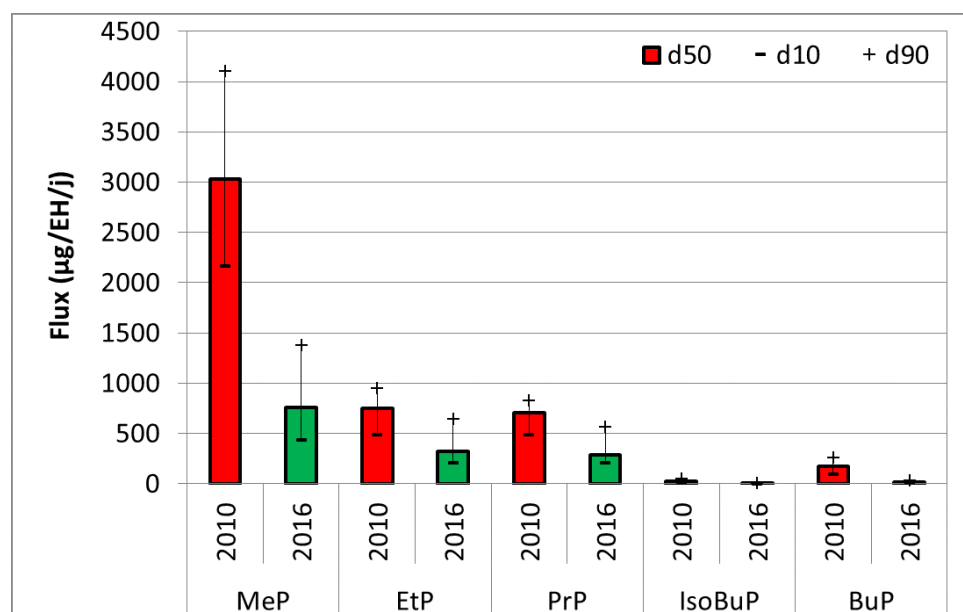


Figure 2.19 – Comparaison des flux (µg/EH/j) en parabènes transitant dans les eaux usées entre 2010 (n=28, Geara-Matta (2012)) et 2015-2017 (n=43, Cosmet'eau)

Impact de la substitution des parabènes sur l'écotoxicité des eaux domestiques

L'approche écotoxicologique des changements de pratiques a été menée en collaboration avec Laure Garrigue-Antar, alors professeure au CRRET et maintenant au Leesu, à deux échelles. À l'échelle substance, l'effet des parabènes et de certains de leurs substituants a été étudié, seul ou en mélange, sur des larves de poissons zèbres (doses léthales sur 50 % de la population (DL50) et doses environnementales pour étudier leur comportement suite à un stress lumière-obscurité).

À l'échelle de la formulation des cosmétiques, le potentiel toxique de trois stratégies d'industriels (avec parabènes, sans parabènes, labellisée *bio*) a été comparé en utilisant des bioessais sur des eaux grises synthétiques produites par dilution de produits cosmétiques dans l'eau, en s'appuyant sur des données quantitatives de consommation.

L'approche substances sur larves de poissons zèbres a permis de mesurer des DL50 pour le méthylparabène et certains de ses substituants. Ces concentrations correspondant à 1000 à 10000 fois la concentration environnementale mesurée pour les molécules, elles ne sont pas pertinentes pour notre problématique. Les résultats obtenus avec le test de stress lumière-obscure montre que ce test est sensible à des concentrations environnementales et permet de mettre en évidence un effet délétère des molécules sur le comportement des larves. Ces résultats montrent également que l'effet des combinaisons de ces mêmes molécules ne peut pas être anticipé, certains composants pouvant compenser l'effet d'un ou des autres (Morin *et al.*, 2019). L'étude sur les eaux grises synthétiques a montré que les eaux grises issues des cosmétiques ont de forts impacts toxiques, mais n'a pas permis de distinguer les différentes pratiques de consommation (Waldman *et al.*, 2016; Bressy *et al.*, 2017). Ces différentes approches montrent l'importance d'étudier les effets et le devenir des substituants lorsqu'un changement de pratiques est observé.

Apport de la multidisciplinarité dans un projet de recherche : l'exemple des sciences humaines et sociales dans Cosmet'eau

La problématique des micropolluants dans les milieux aquatiques est complexe car elle fait intervenir de nombreux acteurs : industriels qui les produisent/utilisent dans leurs procédés ou dans leurs produits commerciaux, usagers de ces produits - qui sont également les usagers de l'eau et des milieux aquatiques, traiteurs d'eau, collectivités responsables de la qualité des milieux/ressources, pouvoirs publics en charge d'évaluer l'innocuité des substances pour l'Homme comme pour l'environnement, et en charge de promouvoir et mettre en place des politiques publiques. Les solutions techniques (STEU, substitution etc.) montrent leurs limites, comme l'ont mis en exergue les précédents paragraphes, et s'affirme la nécessité de modifier nos modes de vie, c'est-à-dire nos pratiques quotidiennes et l'organisation de notre société, dans son usage des ressources et ses modes de production. Les leviers d'action des changements de pratiques se situent donc à l'échelle individuelle et collective (habitudes, représentations, prescriptions, modes de production/consommation etc.).

Afin de pouvoir étudier tous ces aspects de la problématique, nous avons constitué un consortium large et multidisciplinaire incluant les sciences de l'ingénieur et les sciences humaines et sociales (figure 2.20). Le paragraphe 2.6.1 a mis en évidence que les consommateurs ont un rôle important à jouer dans la réduction à la source des micropolluants. Pour comprendre comment, les chercheurs en sciences humaines et sociales ont analysé les processus de lancement et de portage des alertes qui impliquent à la fois des scientifiques, des associations, des médias relayant ce problème, des acteurs du monde politique et administratif qui disent le risque et élaborent des réglementations (Soyer *et al.*, 2018). Ils ont également cherché à caractériser les pratiques des consommateurs, dans leur rapport quotidien à l'usage et à l'achat de cosmétiques, pour repérer ce qui suscite le changement (Deroubaix *et al.*, 2018). *In fine*, l'objectif était de proposer aux collectivités des outils pour construire une stratégie la plus efficace possible pour lutter contre la présence de ces substances dans le milieu récepteur (Bressy *et al.*, 2019b). Cette collaboration avec les sciences humaines et sociales a permis d'élargir les acteurs étudiés aux usagers et aux pouvoirs publics, d'appréhender l'enjeu des pratiques domestiques, et

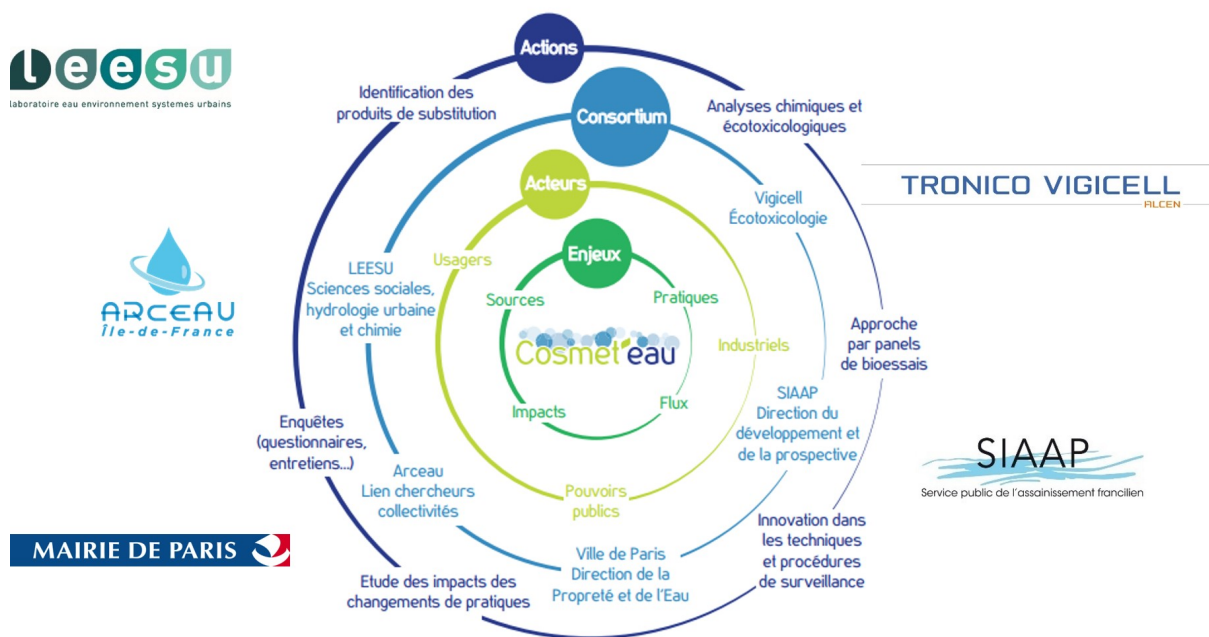


Figure 2.20 – Partenariats du projet Cosmet'eau

d'utiliser des méthodologies propres à ces disciplines comme des enquêtes par questionnaires ou entretiens, des analyses de politiques publiques, l'étude de divers médias. Dans ces travaux, une acculturation réciproque entre sciences de l'ingénieur et sciences humaines et sociales a été nécessaire sur le vocabulaire, les concepts, les enjeux et sur leurs méthodologies respectives. J'ai travaillé avec José-Frédéric Deroubaix et Bernard de Gouvello, chercheurs en sciences humaines et sociales au Leesu, sur les processus de création et diffusion de l'alerte. J'ai également développé une collaboration avec Catherine Carré, géographe à l'université Panthéon-Sorbonne sur les questions de perception du risque par les consommateurs.

L'étude des stratégies nationales et européennes sur les micropolluants a montré des avancées en termes de prise en compte du danger lié à la diffusion des micropolluants mais elles demeurent cependant éloignées d'un principe de précaution qui prônerait une société *sobre en micropolluants*. L'enquête ciblée sur les acteurs de la filière eau et assainissement a mis en lumière que la prise en compte des risques liés à la présence des micropolluants dans les effluents urbains et la ressource pour l'alimentation en eau potable est largement contrainte par les réglementations dans une logique de vigilance centrée sur les substances prioritaires définies par la DCE, mêmes s'ils commencent à développer des moyens de surveillance accrus et non ciblés, comme les bioessais. L'industrie de l'assainissement travaille à l'optimisation de ses traitements mais reste sceptique quant à la généralisation d'un traitement tertiaire. Du côté des prescripteurs et des consommateurs de produits cosmétiques, les enquêtes conduites ont mis en évidence la perception des risques essentiellement d'ordre sanitaire (risque d'allergie ou de cancer). Les parabènes sont rarement mis en cause et les réponses aux questions donnent l'idée d'un *effet de mode*, une alerte chassant l'autre. L'attention au risque lié aux produits de substitution est constatée seulement chez les professionnels. De plus les changements de pratiques dans l'usage des cosmétiques ne sont que très rarement liés à une perception d'un risque pour l'environnement. Les collectivités locales, quant à elles, portent un intérêt de plus en plus important aux questions des micropolluants, en lien avec l'évolution des réglementations sur les rejets de polluants dans les eaux (actions 3 RSDE (Recherche et réduction des rejets de

substances dangereuses dans les eaux), note technique du 16 août 2016) qui imposent aux collectivités locales de réaliser un diagnostic amont de leurs émissions de micropolluants et d'en limiter les rejets, en agissant si possible dès la source. Certains élus locaux ont en parallèle mis en œuvre des plans de santé environnementale mentionnant l'exposition des populations à des substances dangereuses dans leur quotidien. C'est le cas de la Ville de Paris (Plan Parisien de Santé Environnementale) qui était un partenaire du projet Cosmet'eau et qui s'est impliquée dans la caractérisation des effluents urbains.

Les conclusions du projet portent sur la promotion de la surveillance de l'évolution des contaminations, d'alerte sur les polluants émergents et de mise en œuvre d'actions visant à réduire les sources et les expositions aux micropolluants par les usages domestiques. Les conditions d'une réduction à la source passent par la sensibilisation du grand public sur les liens entre activités domestiques, exposition à des substances et impact sur la santé et l'environnement. Les consommateurs doivent être alertés sur la complexité et l'instrumentalisation des changements de formulation : les substituants ne sont pas toujours la solution car certaines formulations ont montré des effets écotoxicologiques au même niveau que les anciennes. En se basant sur le principe de précaution porté par les discours européens et nationaux sur la lutte contre les perturbateurs endocriniens, certaines collectivités ont déjà commencé à expérimenter localement des politiques de sobriété face à des produits suspectés de perturbations endocriniennes. Ces pratiques pourraient être appuyées par une communication forte et incitative vers le grand public.

Synthèse sur le projet Cosmet'eau

Projet : Cosmet'eau (2014 - 2018)

Encadrement de thèse : Sifax Zedek (2013 - 2016)

Encadrement de M2 : Bertille Bonnaud (2015) et Prunelle Waldman (2016)

Publications : Gasperi *et al.* 2014 (PI6), Bressy *et al.* 2016 (PI11), Moilleron *et al.* 2019 (PN7, PN9)

Communications : Inv2 ; Acti 6,7 ; ComI 11, 12, 14, 15, 17 ; ComN 4, 7, 12, 14, 16, 17, 18, 19, 20 ; AffI 8, 9, 11, 12, 13, 14, 15, 16, 18 ; AffN 2, 3, 4, 5, 7 ; R 5, 8, 10, 11, 12

2.6.2 Biocides dans les rejets urbains et transfert vers la Seine (2016 - 2019)

J'ai commencé en 2016 une collaboration avec Bertrand Frère du Laboratoire Central de la Préfecture de Police dans le cadre de la phase 4 du programme OPUR (2012 - 2018) sur les rejets urbains de substances biocides et leur impact sur la qualité de la Seine. Ces substances sont fortement utilisées en milieu urbain, en particulier dans les matériaux de construction. Plusieurs études avaient prouvé leur lixiviation par temps de pluie (Burkhardt *et al.*, 2012; Gromaire *et al.*, 2015; Bollmann *et al.*, 2016; Bandow *et al.*, 2018) et leur toxicité potentielle pour les milieux aquatiques récepteurs (Richardson et Kimura, 2017; López-Pacheco *et al.*, 2019; Chow *et al.*, 2020), pourtant peu d'études s'étaient intéressées à leur présence dans les eaux urbaines par temps sec ou temps de pluie. C'est dans ce contexte que nous nous sommes intéressés, dans le cadre de la thèse de Claudia Paijens (2016 - 2019), aux *Biocides émis par les bâtiments dans les rejets urbains de temps de pluie et impacts sur la Seine* avec pour objectifs : (i) d'identifier les familles de biocides contenus dans les matériaux de construction et leurs sources d'émission ; (ii) d'étudier la dynamique des biocides sélectionnés dans les eaux de l'agglomération parisienne ; et (iii) de prioriser les voies d'introduction des biocides vers le milieu récepteur.

Après un état de l'art (Paijens *et al.*, 2020b), une méthodologie de priorisation des substances a été développée (Paijens *et al.*, 2019) basée sur leurs usages, l'exposition des populations aquatiques et leur écotoxicité. Vingt biocides ont été sélectionnés : diuron, isoproturon, méthylisothiazolinone (MIT), chloro-méthylisothiazolinone (CMIT), benzisothiazolinone (BIT), octylisothiazolinone (OIT), dichloro-octylisothiazolinone (DCOIT), chlorure de didécyl diméthyl ammonium (DDAC), chlorures de benzalkonium (BAC C12, C14, C16 et C18), terbutryne, cybutryne, terbuthylazine, carbendazime, butylcarbamate d'iodopropynyle (IPBC), thiabendazole, tébuconazole et mécoprop. Une méthode d'analyse a été développée et validée pour analyser simultanément 18 d'entre eux dans les fractions dissoutes et particulaires d'échantillons d'eaux urbaines (Paijens *et al.*, 2020c). Elle a été appliquée à différents échantillons d'une zone d'étude ciblant la Seine au niveau de l'agglomération parisienne entre Alfortville - en amont de Paris - et Conflans-Sainte-Honorine - en aval. Cette zone d'environ 80 km (figure 2.21) est caractérisée par un fort degré d'urbanisation (environ 6 000 000 d'habitants sur environ 1 000 km²), un taux d'imperméabilisation élevé (environ 40 %) et un faible degré d'industrialisation (moins de 2 % des eaux usées sont des eaux usées industrielles (Bergé *et al.*, 2014)) ou d'agriculture (moins de 1 % de la zone étudiée). Le réseau d'assainissement de l'agglomération parisienne est principalement unitaire. Entre les points amont et aval, en plus de la Marne, les effluents de deux STEU sont rejetés en Seine, *Seine centre* (900 000 équivalents habitants - EH) et *Seine aval* (5 000 000 EH), ainsi que de multiples déversoirs d'orage (DO) de tailles diverses, déversant en cas de fortes pluies, un mélange d'eaux usées et pluviales non traitées. Parmi les principaux DO de la zone d'étude, deux DO exploités par le SIAAP, situés à Clichy et à La Briche, et sept DO exploités par la Ville de Paris, ont déversé respectivement 5,7 Mm³, 3,2 Mm³ et 1,7 Mm³ en 2018, ce qui représente ensemble plus de 90 % du volume total déversé par les DO de la zone.

Les campagnes d'échantillonnage des eaux urbaines ont ciblé la STEU *Seine centre* et le DO déversant le volume le plus important, celui de *Clichy*. Ces deux sites ont des bassins versants comparables. Les eaux de surface ont été échantillonnées (i) en amont de Paris, dans la Marne à Saint-Maurice et dans la Seine à Alfortville, et (ii) en aval de Paris, dans la Seine à Conflans-Sainte-Honorine. Ce plan d'échantillonnage (voir figure 2.21) a permis d'acquérir une base de données de concentrations de biocides dans les eaux urbaines, certaines données étant uniques en France, base de données qui a été publiée dans l'entrepôt Pangaea (Paijens *et al.*, 2020a). Les résultats de ces travaux ont été publiés, pour les eaux urbaines dans Paijens *et al.* (2021), et pour leur contribution à la contamination de la Seine, dans Paijens *et al.* (2022).

Biocides dans les rejets urbains par temps sec et temps de pluie

Les résultats sur la contamination en biocides des eaux urbaines ont montré l'ubiquité des 18 biocides ciblés à la fois dans les eaux des STEU et dans les DO. La figure 2.22 présente les concentrations pour les eaux de rejets de STEU et les DO, tandis que les résultats pour les eaux usées brutes ont été présentés dans le paragraphe 2.4.1.2 sur le devenir des micropolluants en STEU, figure 2.12. Dans ces matrices, les biocides étaient fréquemment quantifiés dans les fractions dissoutes et particulaires, même s'ils étaient principalement présents dans la fraction dissoute. Des concentrations élevées de MIT, BIT (0,2 - 0,9 µg/L pour les deux) et BAC C12 (0,5 - 6 µg/L) ont été mesurées dans les eaux usées. Dans les DO, les biocides dominants étaient les benzalkoniums (jusqu'à 5,8 µg/L pour le BAC C12), la MIT (jusqu'à 0,3 µg/L), le carbendazime (jusqu'à 0,3 µg/L), le mécoprop (jusqu'à 0,3 µg/L) et le diuron (jusqu'à 0,2 µg/L).

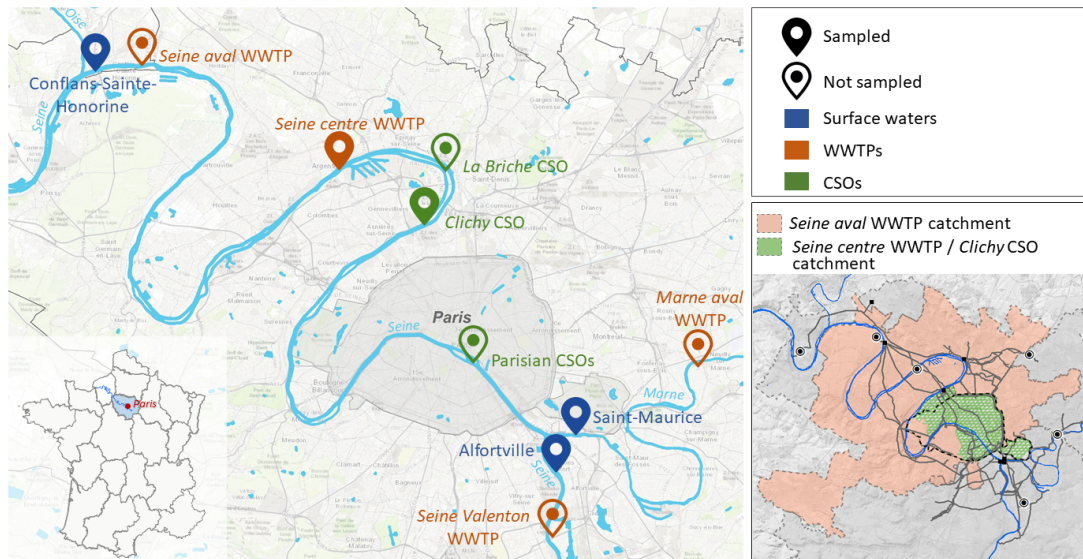


Figure 2.21 – Localisation de la zone d'étude de la thèse de Claudia Paijens et des différents points de rejets urbains en Seine (tiré de Paijens *et al.* (2022))

Afin de discriminer les origines des biocides dans les rejets de DO (eaux usées vs. eaux pluviales), nous avons confronté les concentrations dans les DO aux proportions d'eaux pluviales estimées à partir de la conductivité électrique. Les concentrations de MIT et BIT diminuent avec l'augmentation de la proportion d'eaux pluviales dans le DO, suggérant une dilution des eaux usées par les eaux pluviales. Ces composés sont en effet largement utilisés comme conservateurs dans les produits domestiques. Au contraire, les concentrations de diuron, d'isoproturon, de terbuthryne, de carbendazime, de tébuconazole et de mécoprop ont tendance à augmenter avec la proportion des eaux pluviales, ce qui suggère une contribution majeure des eaux pluviales à la contamination des DO par ces biocides. L'une des principales sources est vraisemblablement la lixiviation des matériaux de construction par temps de pluie. Enfin, aucune tendance n'a été observée pour la CMIT, l'OIT, la DCOIT, les benzalkoniums, l'IPBC, le thiabendazole, la cybutryne et la terbuthylazine. Ces composés semblent donc être apportés dans des proportions équivalentes par les eaux usées et les eaux pluviales, ce qui correspond à leur utilisation dans les produits domestiques (cosmétiques, désinfectants, produits pharmaceutiques, lutte contre les nuisibles, etc.) et dans les matériaux de construction (peintures, enduits, bois, etc.).

Afin de pouvoir les comparer, les contributions annuelles de toutes les STEU et de tous les DO entre nos deux points d'étude sur la Seine ont été estimées à l'aide de la méthode de Monte-Carlo, en collaboration avec Damien Tedoldi (INSA Lyon). L'objectif de cette approche de modélisation statistique est (i) de permettre une extrapolation stochastique des mesures aux événements et aux sources urbaines non échantillonnées (voir figure 2.21) et (ii) de tenir compte explicitement des incertitudes, telles que les erreurs d'analyse pour les concentrations de biocides et les erreurs de mesure pour les débits. La méthode est détaillée dans l'article Paijens *et al.* (2021). Rapidement, pour chaque composé ayant un nombre suffisant de valeurs quantifiées ($\geq 75\%$), la variabilité des concentrations a été modélisée par des distributions statistiques continues (uniforme pour les STEU et log-normale pour les DO). Ces distributions ajustées ont été utilisées pour reconstruire de manière aléatoire une série de concentrations journalières / événementielles de biocides sur un an, à laquelle un terme d'erreur gaussien a été ajouté pour modéliser les incertitudes analytiques. Ces concentrations, multipliées par les volumes journaliers traités (pour les STEU) ou par les volumes des événements déversés (pour

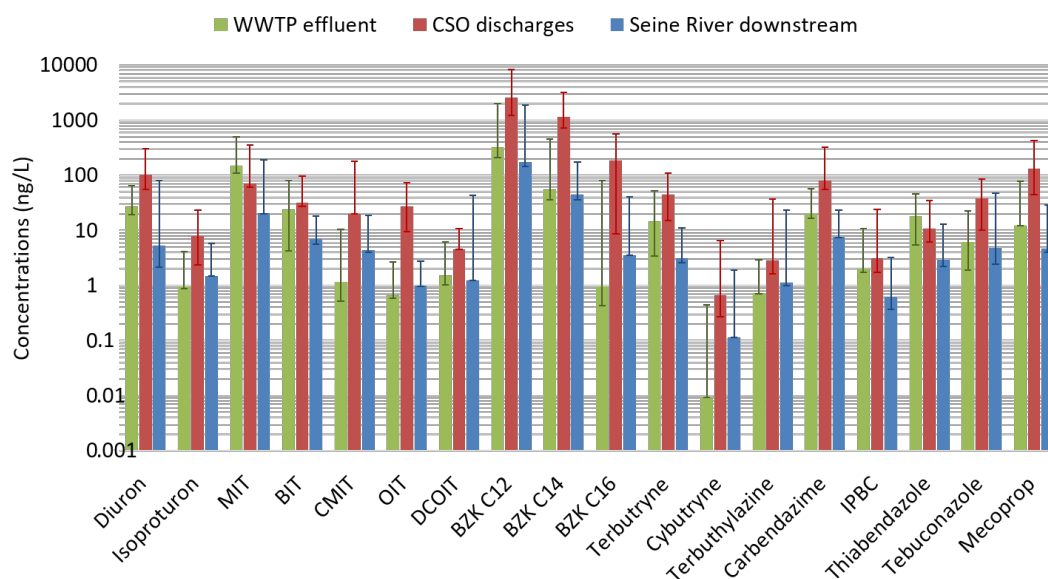


Figure 2.22 – Concentrations en biocides mesurées dans les eaux usées traitées, dans les DO et en Seine en aval de l'agglomération parisienne (moyennes, min et max en ng/L) (tiré de Bressy *et al.* (2021))

les DO), tous additionnés d'un terme d'erreur, ont fourni une estimation ponctuelle des flux annuels de chaque biocide aux points échantillonnés. Cette procédure a été répétée 100 000 fois afin d'obtenir une distribution statistique des flux de biocides, permettant ainsi de caractériser l'incertitude sur chaque valeur. Les résultats sont présentés figure 2.23. Les flux de biocides dans les effluents des STEU s'échelonnent de la façon suivante : isoproturon, terbuthylazine (< 1 kg/an) < DCOIT, IPBC, thiabendazole, tébuconazole (1-10 kg/an) < diuron, BIT, terbutryne, carbendazime, mécoprop (10-100 kg/an) < MIT, BAC C12 (> 100 kg/an). L'ordre est approximativement le même pour les DO, mais les valeurs diffèrent d'un ou deux ordres de grandeur : isoproturon, DCOIT, terbuthylazine (< 0,1 kg/an) < BIT, terbutryne, thiabendazole, tébuconazole (0,1-1 kg/an) < diuron, MIT, carbendazime, mécoprop (1-10 kg/an) < BAC C12 (> 10 kg/an). Par conséquent, à l'échelle de la ville et de l'année, les STEU semblent constituer la principale voie d'introduction des biocides dans le milieu récepteur, bien que les concentrations dans les effluents de STEU soient plus faibles que dans les DO, en raison de volumes rejetés beaucoup plus importants (620 Mm³ contre 11 Mm³ en 2018 sur la zone étudiée). Cependant, contrairement aux effluents de STEU, qui sont continuellement rejetés dans la rivière au cours de l'année, les DO constituent des rejets ponctuels à des débits pouvant dépasser ceux des rejets de STEU. Ils peuvent donc avoir un impact local et ponctuel plus important sur les organismes aquatiques.

Biocides en Seine et contribution de la ville

La majorité des biocides a été quantifiée dans plus de huit échantillons sur dix en Marne et en Seine, en amont et aval de l'agglomération parisienne. Les BIT, OIT, DCOIT, IPBC et mécoprop ont été quantifiés dans plus de la moitié des échantillons, tandis que les CMIT, BAC C16 et cybutryne étaient plus fréquemment inférieurs à la LQ. Une augmentation des fréquences de détection entre l'amont et l'aval a été observée pour le BIT, l'OIT, le BAC C16, l'IPBC et le mécoprop. Les 18 biocides ciblés ont été quantifiés dans la plupart des échantillons à des

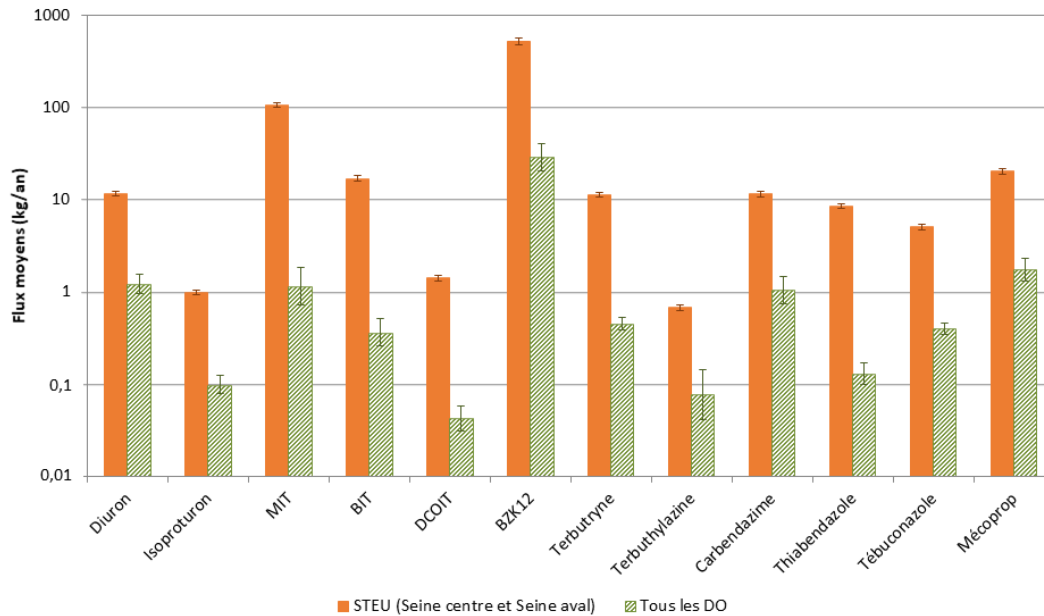


Figure 2.23 – Flux annuels de biocides rejetés en Seine entre nos points amont et aval par les STEU (*Seine centre et Seine aval*) et par les DO (*Clichy, La Briche et les DO parisiens*), estimés par les simulations Monte-Carlo, les barres d'erreur représentent les intervalles de confiance à 95 % (tiré de Bressy *et al.* (2022))

concentrations totales médianes inférieures à 10 ng/L, sauf pour la MIT et le BAC C14 dont les concentrations médianes se situaient entre 10 et 100 ng/L, et le BAC C12 qui atteignait souvent des concentrations supérieures à 100 ng/L (voir figure 2.22). Ces valeurs médianes sont entre 1 et 2 ordres de grandeur inférieures aux concentrations dans les rejets d'eaux urbaines. L'évolution temporelle des concentrations de diuron et d'isoproturon en Seine a été représenté en figure 2.25 sur la période 2007-2019. Les concentrations diminuent d'un facteur 10 en quelques années suite à l'interdiction de ces substances comme pesticides, en 2008 pour le diuron et en 2017 pour l'isoproturon, ce qui souligne l'efficacité de ces mesures. Cependant, ces composés sont encore quantifiés dans les eaux de surface, et leur rémanence ne peut s'expliquer uniquement par la persistance de ces molécules dans les sols ou les sédiments (demi-vies de l'ordre de quelques années) mais aussi par les rejets urbains. Les concentrations mesurées en Seine ont été comparées aux concentrations prédites sans effet (PNEC ou *Predicted No Effect Concentration*) et ont mis en avant le risque potentiellement élevé pour les populations aquatiques, notamment dû au diuron, à la DCOIT et aux benzalkoniums (voir figure 2.24).

Contrairement aux rejets urbains pour lesquels nous avons pu évaluer des flux annuels par des méthodes stochastiques, nous avons choisi de raisonner en flux massiques journaliers pour comparer la contamination de la Seine entre l'amont à l'aval de l'agglomération Parisienne. Ce choix vient du fait que nous n'avons pas pu considérer la variabilité des concentrations en Seine comme aléatoire (du fait de variabilités non maîtrisées entre l'amont et l'aval comme le temps de pluie par exemple) et que les campagnes amont / aval n'ont pas été réalisées en tenant compte des temps de transport de l'eau (difficultés logistiques). Les distributions statistiques des flux amont et aval ont été comparées en utilisant un test de Wilcoxon-Mann-Whitney. Différents ordres de grandeur ont pu être distingués : quelques dizaines de g/jour (isoproturon, OIT, DCOIT, terbutryn, cybutryn, terbutylazine, IPBC, thiabendazole), environ 100 g/jour (diuron, BIT, CMIT, carbendazime, tébuconazole, mécoprop) et jusqu'à plusieurs centaines de g/jour ou même 1 kg/jour (MIT et benzalkoniums). Les résultats montrent que la Marne

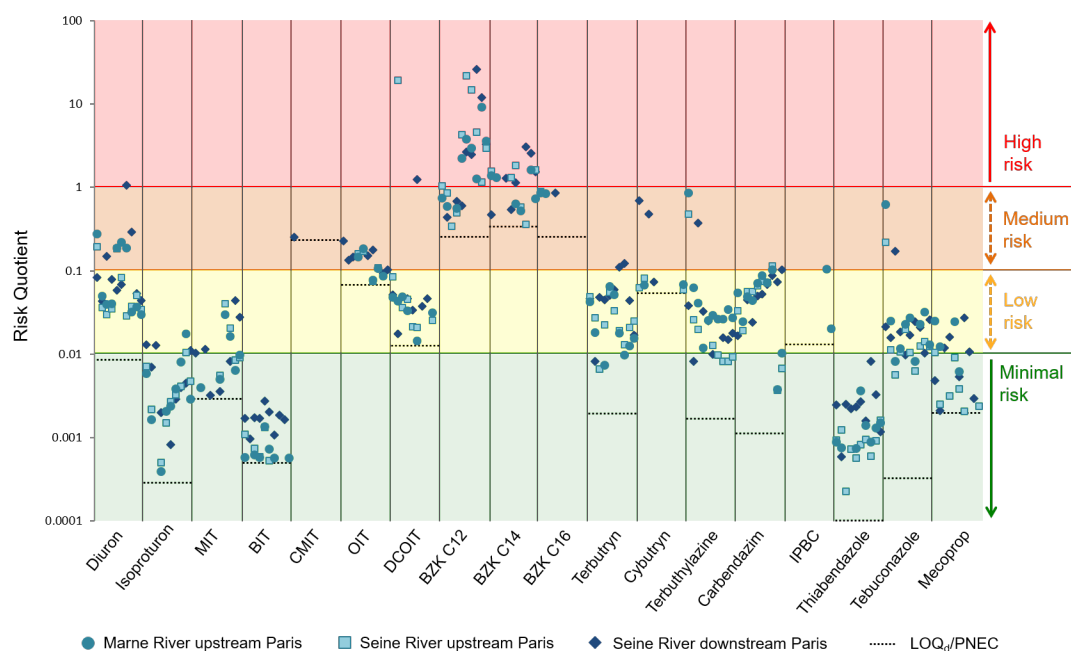


Figure 2.24 – Quotient risque calculé pour chaque biocide et à chacune des campagnes réalisées en Seine et en Marne (tiré de Paijens *et al.* (2022))

comme la Seine sont déjà contaminées en amont de l'agglomération Parisienne en lien avec d'autres sources (urbaines, agricoles ou transfert depuis la nappe) en amont.

Parmi les 18 biocides étudiés, la différence entre les valeurs calculées en amont et en aval a pu être considérée comme significative pour trois d'entre eux : BIT (valeurs médianes : 50 ± 22 g/jour en amont, 140 ± 60 g/jour en aval), terbutryne (valeurs médianes : 36 ± 9 g/jour en amont, 58 ± 14 g/jour en aval) et thiabendazole (valeurs médianes : 33 ± 7 g/jour en amont, 62 ± 14 g/jour en aval). Leurs distributions complètes sont présentées sur la figure 2.26 (boxplots bleu clair et bleu foncé). Pour les autres composés, la variabilité des flux journaliers entre les différentes campagnes d'échantillonnage était plus élevée qu'un éventuel décalage entre les deux distributions de valeurs ; néanmoins, il convient également de mentionner qu'aucun des biocides étudiés n'a montré une tendance significativement décroissante entre les sites amont et aval.

Ces valeurs ont ensuite été mises en perspective avec les flux rejetés par les STEU et DO. Sur la figure 2.26, les flux moyens quotidiens provenant des STEU (47 ± 3 g/jour pour le BIT, 31 ± 2 g/jour pour la terbutryne et 23 ± 2 g/jour pour la thiabendazole) ont été ajoutés aux distributions de flux transportés par la rivière en amont (boxplots jaune clair). Il est intéressant de noter que, pour les trois biocides susmentionnés, les flux en amont ajoutés aux rejets de la STEU ne peuvent plus être considérés comme différents des valeurs en aval. À l'échelle de l'événement, les flux de biocides rejetés par les DO étaient généralement plus faibles (valeurs médianes inférieures d'un facteur 3 à 25) et moins variables que celles transitant en Seine (figure 2.26, boxplot orange). Néanmoins, les deux distributions se chevauchent partiellement pour la plupart des biocides. Ceci indique que les rejets des DO peuvent être ponctuellement responsables d'une multiplication par deux des flux massiques dans la rivière, en particulier pendant les périodes estivales en période d'étiage.

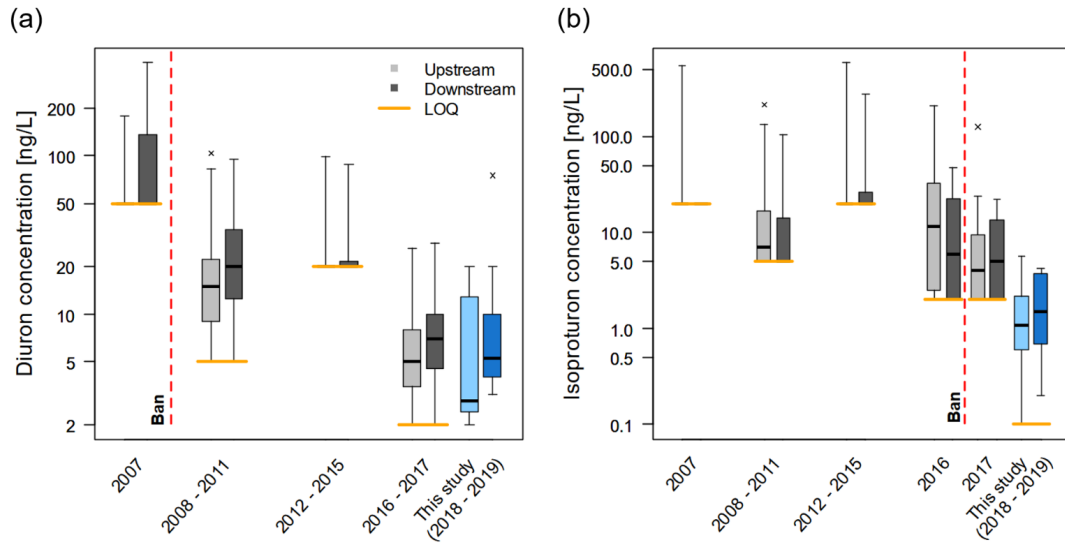


Figure 2.25 – Évolution des concentrations en diuron (a) et isoproturon (b) entre 2007 et 2019 en Seine (base de données *Naiades* et (Paijens, 2019)) (tiré de Paijens *et al.* (2022))

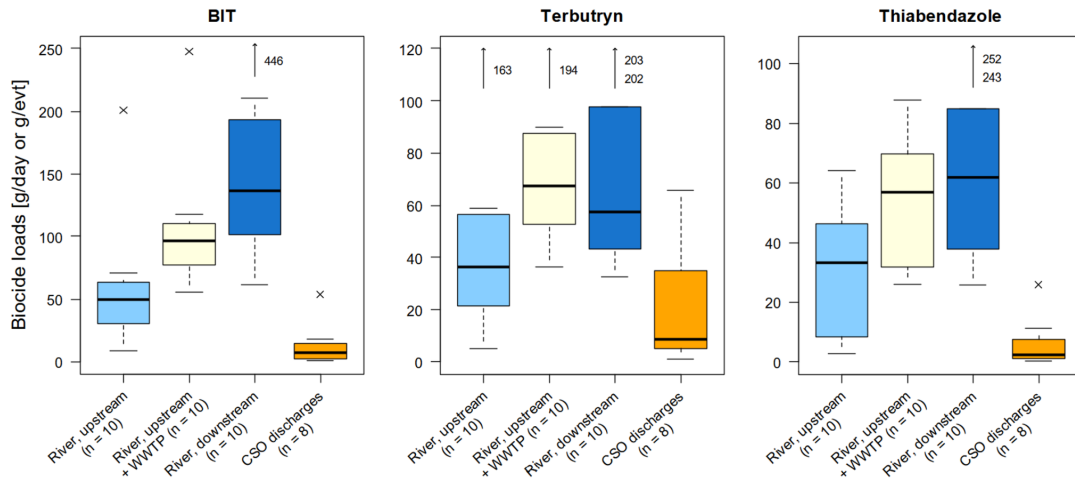


Figure 2.26 – Distribution statistique des flux journaliers de biocides dans la rivière en amont et en aval de l'agglomération parisienne et comparaison avec les rejets urbains (tiré de Paijens *et al.* (2022))

Synthèse sur les biocides dans les rejets urbains et transfert vers la Seine

Projet : programme OPUR phase 4 (2012 - 2018)
 Encadrement de thèse : Claudia Paijens (2016 - 2019)
 Publications : Paijens *et al.* 2019 (PN8), 2020 (PI14), 2020 (PI16), 2021 (PI18), 2022 (PI20), Bressy *et al.* 2021 (PN10)
 Communications : Inv 3 ; ActI 8, 9 ; ComI 16, 18 ; ActN 2, 3 ; ComN 22, 23 ; AffN 6
 Base de données : BD 1

2.6.3 Premières conclusions sur l'effet de solutions de réduction et perspectives

Les résultats des paragraphes 2.6.1 et 2.6.2 illustrent la contamination en substances biocides des milieux récepteurs anthropisés, parfois à des concentrations présentant un risque pour les milieux aquatiques, et soulignent la nécessité de mettre en œuvre des mesures de contrôle. Afin de mieux cibler ces mesures, les voies d'introduction des biocides ont été étudiées à l'échelle de l'agglomération parisienne, mettant en évidence une origine urbaine, voire domestique, de ces substances.

Pour les substances biocides d'origine domestique véhiculées par les eaux usées, les traitements conventionnels en station d'épuration ont montré une efficacité limitée (voir paragraphe 2.4.1.2). Le traitement avancé en station d'épuration pourrait être une solution efficace pour atténuer le rejet de ces contaminants dans l'environnement aquatique (voir paragraphe 2.4.2). Cependant, il est coûteux et n'a aucun effet sur les rejets d'eaux pluviales provenant des réseaux séparatifs et des DO. La mise en évidence du lien entre les utilisations des substances (domestiques vs. extérieures), les voies de transport (eaux usées vs. eaux pluviales) et les rejets, permet de cibler des actions spécifiques afin de réduire les émissions à la source.

Une première solution peut consister à traiter localement les effluents contaminés, à l'échelle du bâtiment par exemple. Une autre serait de remplacer les substances actuelles par des composés moins persistants et moins toxiques, ce qui nécessiterait de se concentrer sur les produits de transformation, ou de réduire les quantités utilisées. Les interdictions (diuron, isoproturon, voir figure 2.19) et/ou les substitutions (parabènes, voir figure 2.25) permettent effectivement de diminuer les molécules ciblées mais avec le risque de sources résiduelles comme pour l'exemple du diuron interdit en agriculture mais toujours autorisé dans les matériaux du bâtiment, et le risques des produits de substitution qui peuvent s'avérer problématiques (comme pour les isothiazolinones). L'exemple des benzalkoniums, substances multi-usages, qui présentent dans les travaux de Claudia Paijens (2019) les quotients de risque les plus élevés, montre la complexité du problème, et leur réduction nécessiterait des actions envers les professionnels du bâtiment - comme suggéré par Gromaire *et al.* (2015) - mais aussi une diminution des usages domestiques. Pour ce faire, une façon de sensibiliser aux impacts des contaminants domestiques pourrait être de lier les questions environnementales et sanitaires, comme nous l'avons montré dans le projet Cosmet'eau (voir paragraphe 2.6.1).

En lien avec l'élucidation des principales voies d'exposition pour chaque substance, ce travail offre différentes perspectives telles que l'étude approfondie des sources en amont. En particulier, l'importance des sources domestiques invite à s'intéresser aux émissions par et dans l'habitat, afin d'évaluer le niveau d'exposition des habitants et la contribution de ces émissions à la contamination de l'environnement. De plus, la dégradation des biocides peut conduire à des produits de transformation peu étudiés et représentant un risque d'exposition inconnu pour les habitants et les milieux récepteurs. La dernière perspective concerne les solutions les plus efficaces pour contrôler les émissions de biocides. Ces questions ont été à l'origine de ma proposition du projet Biocid@Home qui a été financé par l'Agence Nationale de la Recherche en 2020 (voir paragraphe 3.2).

3 Perspectives de recherche - Réduction à la source des micropolluants domestiques

Pour poursuivre les travaux dont les résultats ont été présentés dans les précédents paragraphes, je souhaite maintenant me concentrer sur la réduction à la source des micropolluants, en me focalisant dans un premier temps (paragraphe 3.2) sur les substances biocides pour lesquelles j'ai acquis des connaissances grâce à la thèse de Claudia Paijens (2019). Plusieurs modes de réduction seront étudiés : les traitements décentralisés pour les eaux pluviales et les eaux grises, et les changements de pratiques, portés par les pouvoirs publics (interdiction, substitution) ou par les consommateurs. À plus long terme, je souhaiterais comprendre les freins et leviers à ces changements de pratiques et proposer des éléments de preuve de leur efficacité et des bénéfices qu'ils apportent, projet qui est présenté dans le paragraphe 3.3.

3.1 Contexte scientifique

3.1.1 L'habitat urbain comme source d'émissions de biocides dans l'environnement

3.1.1.1 Biocides dans l'air et les poussières intérieurs

Il a été prouvé que l'air intérieur est contaminé par des contaminants organiques (Garcia-Jares *et al.*, 2009; Langer *et al.*, 2016; Wei *et al.*, 2016; Lucattini *et al.*, 2018; Salthammer, 2020). La plupart des études ont porté sur les composés organiques semi-volatils (COVS) (Lucattini *et al.*, 2018) et très peu de données ont été publiées sur nos substances d'intérêt, même si certaines études sur les substances biocides également utilisées comme pesticides ont été menées (Garcia-Jares *et al.*, 2009; Lucattini *et al.*, 2018), faisant état de concentrations allant jusqu'à 300 µg/m³ en intérieur. Ces études ont conclu que (i) les concentrations de pesticides domestiques courants étaient généralement plus élevées à l'intérieur qu'à l'extérieur, et (ii) les niveaux de pesticides dans l'air étaient positivement corrélés aux niveaux de ces substances ou de leurs métabolites dans les échantillons de plasma, ce qui soulève la question de l'exposition et de la santé humaine (Lucattini *et al.*, 2018). Cependant, certaines de nos substances d'intérêt souffrent encore d'un manque total de données dans l'air intérieur, et le risque sanitaire associé est évidemment inconnu. Dans le cadre d'une enquête nationale sur la qualité de l'air intérieur menée en France (2009 - 2011), les pratiques et les produits de nettoyage ont été décrits au moyen d'un questionnaire détaillé rempli sur place. Une de leurs conclusions est très utile

pour l'étude des changements de pratiques au cœur de mon projet. En effet, la réduction de l'exposition aux produits chimiques par rapport aux habitudes de nettoyage passe par la réduction de la teneur en substances dangereuses et l'amélioration de la ventilation pendant et après le nettoyage (Wei *et al.*, 2016). Mais l'effet réel d'une sensibilisation de la population à ces mesures sur la contamination de l'air intérieur n'a jamais été étudié (López *et al.*, 2021).

Les poussières sédimentées intérieures sont un traceur intéressant de l'usage des produits domestiques et de l'exposition humaine aux contaminants (Deziel *et al.*, 2015; Shin *et al.*, 2020; Yang *et al.*, 2022). Comme pour l'air intérieur, peu d'études se sont intéressées aux biocides dans les poussières, sauf pour étudier des usages pesticides ou faire le lien avec des traitements insecticides à l'intérieur de la maison (Blanchard *et al.*, 2014; Deziel *et al.*, 2015; Bennett *et al.*, 2019; Wang *et al.*, 2019; Kim *et al.*, 2021; Madrigal *et al.*, 2021). Seule l'étude de Shin *et al.* (2020), qui vise à caractériser le profils chimique de poussières domestiques et l'exposition chimique résidentielle, s'intéresse à des substances présentes dans les produits ménagers du quotidien comme l'OIT ou le DDAC. Les concentrations des autres isothiazolinones et benzalkoniums n'ont jamais été reportées à ma connaissance.

3.1.1.2 Biocides dans les eaux grises

Ces dernières années, un intérêt croissant a été porté à la mesure des contaminants organiques dans les eaux grises (Donner *et al.*, 2010; Hernández Leal *et al.*, 2010; Deshayes *et al.*, 2017; Oteng-Pepurah *et al.*, 2018) car la réutilisation des eaux grises est l'une des solutions permettant de réduire la consommation d'eau potable, et donc de lutter contre les pénuries d'eau (Oteng-Pepurah *et al.*, 2018). De nombreux micropolluants ont été quantifiés dans les eaux grises, mais les études se sont principalement concentrées sur les substances prioritaires de la directive-cadre sur l'eau (2000/60/CE) (Donner *et al.*, 2010; Deshayes *et al.*, 2017), sur les produits pharmaceutiques ou de soins personnels (Hernández Leal *et al.*, 2010), rapportant des concentrations atteignant le $\mu\text{g/L}$ ou le mg/L (Donner *et al.*, 2010; Deshayes *et al.*, 2017). Ces études ont mis en évidence que les eaux grises constituent un traceur des activités domestiques et ont établi un lien entre la contamination et l'exposition des habitants à ces substances (Deshayes *et al.*, 2017; Oteng-Pepurah *et al.*, 2018). Il a également été prouvé pour les substances étudiées qu'elles sont l'une des principales sources de contamination des eaux usées (Deshayes *et al.*, 2017). Une seule étude a étudié les chlorures de benzalkoniums dans les eaux grises et les a quantifiés jusqu'à $10 \mu\text{g/L}$ (Butkovskiy *et al.*, 2016). À notre connaissance, il n'existe aucune autre donnée concernant la contamination des eaux grises par des biocides dans la littérature, même si des biocides ont été identifiés comme potentiellement présents dans les eaux grises du fait de leur présence dans les formulations des produits ménagers (Eriksson *et al.*, 2002). La connaissance de la contamination des eaux grises par les biocides permettrait de mesurer l'utilisation de ces substances dans les activités domestiques, et donc d'avoir une approximation de l'exposition humaine pendant ces activités. Ces données permettraient également d'évaluer la contribution des sources domestiques à la contamination des milieux récepteurs. Enfin, ces connaissances sont nécessaires pour évaluer le risque associé à la réutilisation des eaux grises, en particulier l'effet des biocides sur les traitements biologiques des eaux ou le risque pour le sol et les cultures dans le cas d'une réutilisation pour l'irrigation.

3.1.1.3 Biocides dans le ruissellement de bâti

Les biocides sont largement utilisés dans les matériaux de construction pour empêcher la croissance des microorganismes, ou appliqués comme traitement de surface, notamment sur les toits (Paijens *et al.*, 2020a). De nombreuses données sur les émissions de biocides provenant des matériaux de construction sont rapportées dans la littérature (Gromaire *et al.*, 2015; Bollmann *et al.*, 2016; Bandow *et al.*, 2018; Paijens *et al.*, 2020a; Junginger *et al.*, 2022a) même si elles sont plus rares pour le MIT, le tébuconazole, le mécoprop et les benzalkoniums. Les concentrations mesurées dans les eaux de ruissellement de façades varient de quelques mg/L pour des matériaux neufs (plusieurs ordres de grandeur au dessus des PNEC) à des dizaines de µg/L pour des matériaux plus anciens (Paijens *et al.*, 2020a). Dans des conditions météorologiques naturelles, Burkhardt *et al.* (2012) ont signalé des concentrations de diuron dans les eaux de ruissellement des façades comprises entre 2 et 25 mg/L. La terbutryne a été détectée entre 1 et 5 mg/L dans les premiers mois d'exposition et jusqu'à moins de 1 mg/L après un an d'exposition (Burkhardt *et al.*, 2012; Bollmann *et al.*, 2016; Junginger *et al.*, 2022a). Junginger *et al.* (2022a) ont montré un potentiel de lessivage de la terbutryne des façades pendant au moins 10 ans. Les concentrations d'OIT variaient de moins de 20 µg/L à 14 mg/L (Bollmann *et al.*, 2017). Dans les eaux de ruissellement de toitures, les concentrations mesurées en mécoprop varient entre 1 et 500 µg/L (Burkhardt *et al.*, 2012) et celles en benzalkoniums de 5 à 30 mg/L immédiatement après le traitement à plus de 4 µg/L après un an (Gromaire *et al.*, 2015), ce qui est un ordre de grandeur supérieur à la PNEC. Notre revue de la littérature a mis en évidence un déficit dans les bilans massiques entre les biocides présents dans les matériaux et les biocides lessivés, et donc la nécessité d'intégrer la surveillance des produits de transformation aux suivis environnementaux (Paijens *et al.*, 2020a; Junginger *et al.*, 2022c).

3.1.2 Impacts potentiels des émissions de biocides par l'habitat sur la santé et l'environnement

3.1.2.1 Exposition humaine aux biocides et risque pour la santé

L'exposition humaine aux biocides dans les maisons a été peu étudiée. Alors que les données sur les biocides dans l'air intérieur sont rares, l'exposition des personnes aux biocides est pour l'instant estimée à partir de leur présence dans les produits du quotidien. Jusqu'à présent, les risques pour la santé humaine, liés à l'utilisation domestique de biocides, sont principalement évalués par des approches théoriques basées sur les formulations des produits (Hahn *et al.*, 2010) et il semble nécessaire d'acquérir des données réelles sur l'exposition aux biocides à domicile. Cette exposition peut induire des effets sur la santé du fait de la toxicité des substances. Les isothiazolinones et les benzalkoniums sont fortement allergènes (Hahn *et al.*, 2010). Une épidémie d'allergie a été observée en Europe (Herman *et al.*, 2019) avec l'augmentation de l'utilisation des isothiazolinones comme conservateur dans les cosmétiques (voir paragraphe 2.6.1). Certaines substances, comme les insecticides, sont suspectées de diminuer la fertilité, de perturber le développement pré-natal, d'augmenter les risques de leucémie (Saillenfait *et al.*, 2015; Van Maele-Fabry *et al.*, 2019) et de jouer un rôle dans la résistance aux antibiotiques (Wieck *et al.*, 2016). Quelques études ont montré la contamination humaine des biocides en mesurant les biocides dans les urines, les cheveux ou le lait maternel (Fortin *et al.*, 2009; Corcellas *et al.*, 2012; Haraux *et al.*, 2018; Béranger *et al.*, 2020) mais les études épidémiologiques ne permettent pas encore de conclure sur les risques.

3.1.2.2 Transfert de contaminants du domicile vers les environnements récepteurs et risque environnemental

Les travaux de la littérature dont ceux de la thèse de Claudia Paijens (Burkhardt *et al.*, 2007; Bollmann *et al.*, 2014a; Païga *et al.*, 2021; Paijens *et al.*, 2021; Wicke *et al.*, 2021; Paijens *et al.*, 2022) ont mis en évidence la présence de biocides dans les eaux usées, les eaux pluviales, les eaux de surface et souterraines. Après avoir été lessivés des bâtiments, les biocides peuvent atteindre les eaux de surface *via* le ruissellement ou les eaux pluviales (Burkhardt *et al.*, 2011; Wittmer *et al.*, 2011; Bollmann *et al.*, 2014a; Gallé *et al.*, 2020; Junginger *et al.*, 2022b), ou les eaux souterraines par infiltration (Hensen *et al.*, 2018; Linke *et al.*, 2021). Les apports urbains de biocides dans les milieux récepteurs ont généralement été modélisés en considérant des facteurs d'émission des matériaux de construction (Burkhardt *et al.*, 2007; Gromaire *et al.*, 2015; Bollmann *et al.*, 2016; Bandow *et al.*, 2018) sans tenir compte des sources domestiques de biocides, peu étudiées (Wieck *et al.*, 2016; Kresmann *et al.*, 2018) du fait que ces usages ne sont pas tous couverts par le règlement européen sur les produits biocides (European Parliament and Council, 2012). De ce fait, les connaissances concernant le devenir environnemental des substances biocides émises par les sources domestiques sont moins complètes. Certaines études ciblant les STEU de différents pays ont mis en évidence des concentrations significatives de biocides dans les eaux usées qui semblaient indépendantes des événements pluvieux, et ont donc été attribuées aux usages domestiques (Wittmer *et al.*, 2011; Bollmann *et al.*, 2014a,b; Paijens *et al.*, 2021). Enfin, certaines publications ont comparé les rejets par temps sec et par temps de pluie à l'échelle de la ville, et ont montré l'importance des sources urbaines, en particulier celles provenant des eaux usées (Wittmer *et al.*, 2011; Gallé *et al.*, 2020; Tauchnitz *et al.*, 2020; Paijens *et al.*, 2021). Ces études se sont concentrées sur de petits bassins versants et sont rarement à l'échelle d'une mégapole. De plus, elles n'ont pas pu établir de lien entre l'échelle amont (maison) et les eaux de surface.

3.1.3 Réduction des contaminants dans les milieux aquatiques

La réduction des contaminants dans les milieux aquatiques peut se faire à plusieurs échelles, centralisée ou décentralisée, et selon différents paradigmes que sont le traitement, l'interdiction d'utilisation, la rationalisation de l'usage, etc.

3.1.3.1 Efficacité et coûts environnementaux des traitements tertiaires en STEU à l'aval des réseaux

Les performances de divers traitements tertiaires à abattre les micropolluants font l'objet de différentes études dans la littérature (Margot *et al.*, 2011; Mailler *et al.*, 2015; Richardson et Kimura, 2017; Li *et al.*, 2018; Zagklis et Bampos, 2022). L'efficacité est variable en fonction du contaminant et du procédé. En général, les procédés peuvent éliminer quelques substances à 80 - 100 %, une partie à environ 50 ou 60 %, et, selon le procédé et les substances suivies, une quantité plus ou moins grande de substances ne sera pas du tout éliminée. Il est à noter que peu de données existent sur les substances biocides. Pour les isothiazolinones, Li *et al.* (2018) ont évalué l'abattement par adsorption sur charbon actif entre 17 % pour la MIT (la plus hydrophile) et 85 % pour l'OIT (la plus hydrophobe).

Si ces techniques semblent efficaces pour limiter les rejets de micropolluants dans les milieux récepteurs, elles ont certaines limites. Richardson et Kimura (2017) ou Kümmerer *et al.* (2019)

soulignent qu'étant donnée la large gamme de propriétés physico-chimiques des contaminants, tous ne peuvent être abattus par ces procédés, et un couplage de plusieurs techniques est souvent nécessaire. Ils soulignent également le risque de production de sous-produits de traitement, potentiellement autant ou plus toxiques que les molécules parentes. D'autre part ces techniques sont coûteuses et ont un impact environnemental non nul du fait qu'ils sont énergivores, qu'ils émettent des gaz à effets de serre et des polluants atmosphériques (Papa *et al.*, 2013; Richardson et Kimura, 2017; Pistocchi *et al.*, 2022; Risch *et al.*, 2022). Certaines études proposent des analyses de cycle de vie (ACV) de ces procédés en comparaison avec un traitement classique (Igos *et al.*, 2012; Papa *et al.*, 2013; Pesqueira *et al.*, 2020; Risch *et al.*, 2022; Zagklis et Bampos, 2022) avec des résultats mitigés sur l'intérêt d'un traitement avancé par rapport aux dommages causés aux ressources utilisées et à la pollution de l'air engendrée. De plus ces méthodes d'évaluation semblent incomplètes car elles ne tiennent pas compte de l'émission de micropolluants par le procédé et de la production de sous-produits (Kümmerer *et al.*, 2019).

3.1.3.2 Traitements décentralisés des eaux grises et des eaux de ruissellement

Le traitement centralisé des eaux usées a montré ses limites pour protéger les milieux récepteurs des rejets de micropolluants, c'est pourquoi un nouveau paradigme en matière de gestion des eaux est apparu récemment, à savoir des systèmes décentralisés de drainage et de traitement à la source des eaux urbaines (Tedoldi *et al.*, 2017; Kümmerer *et al.*, 2019). La réutilisation des eaux grises nécessite un traitement approprié, mais l'efficacité des traitements locaux des eaux grises n'a été évaluée que pour des paramètres globaux et réglementaires tels que les matières en suspension, la matière organique, les nutriments ou les indicateurs biologiques (Oteng-Peprah *et al.*, 2018). L'efficacité des solutions basées sur la nature, comme les installations d'infiltration décentralisées, pour le contrôle à la source des micropolluants provenant du ruissellement urbain a été bien documentée pour les métaux et certains micropolluants organiques hydrophobes (Bressy *et al.*, 2014b; Tedoldi *et al.*, 2017; Flanagan *et al.*, 2019). Toutefois, le devenir des biocides qui sont des composés plus polaires dans ces installations et leur transfert potentiel vers les eaux souterraines sont mal connus (Bollmann *et al.*, 2017; Hensen *et al.*, 2018; Linke *et al.*, 2021).

3.1.3.3 Perception des risques liés aux contaminants émergents et changements de pratiques

Dans de nombreux domaines, les exemples de réduction à la source des contaminants reposent principalement sur des modifications des pratiques professionnelles (par exemple, interdiction des pesticides dans les zones urbaines (Botta *et al.*, 2012), réduction de la consommation d'antibiotiques (Courtier *et al.*, 2019), modification de la formulation industrielle (Brignon *et al.*, 2019), encapsulation des biocides dans des microsphères de polymère pour les matériaux de construction (Andersson Trojer *et al.*, 2015)). Récemment le projet Navegbo, porté par l'université de Freiburg en Allemagne sur la réduction de l'apport de biocides dans les eaux souterraines du Rhin supérieur, a proposé un catalogue de mesures pour une ville sans biocides (Wintz *et al.*, 2022). Il met en lumière le faible bénéfice d'utiliser des biocides dans les peintures en comparaison à l'impact environnemental engendré, mais la difficulté de faire changer les habitudes et la perception des habitants qui souhaitent des façades *propres*.

Plus récemment, la perception du risque par les consommateurs concernant leurs produits du quotidien a été étudiée afin de promouvoir des changements de pratiques dans le but final

de prévenir l'émission de micropolluants (Heitz *et al.*, 2017; Deroubaix *et al.*, 2018; Wieck *et al.*, 2018). Ces questions ont notamment été traitées par plusieurs projets de l'appel à projets national « Innovations et changements de pratiques : lutte contre les micropolluants des eaux urbaines » dont Lumieau à Strasbourg, Regard à Bordeaux ou Cosmet'eau que je portais (Basilico et Villemagne, 2021). Ces projets ont montré que la mise en œuvre de tels changements de pratiques étaient freinée par le poids des normes sociales (apparence, représentation de la propreté héritée de l'hygiénisme du XIX^e siècle, contexte de pandémie, etc.). Une limite de ces recherches est qu'il n'y a pas, à notre connaissance, d'expérimentation permettant d'évaluer l'efficacité de la sensibilisation des habitants sur la contamination de leurs eaux grises/usées (en dehors des résultats de Cosmet'eau présentés au paragraphe 2.6.1 mais qui n'était pas réellement une sensibilisation des usagers aux micropolluants).

Pour étudier l'impact de changements de pratiques, il pourrait être intéressant d'étudier la littérature sur les changements de pratiques dans le cadre de la lutte contre le réchauffement climatique (Saujot *et al.*, 2020; Dubuisson-Quellier, 2022), qui met entre autre en avant l'importance des décisions politiques. En effet, « la sobriété ne peut pas reposer seulement sur les individus » d'après Sophie Dubuisson-Quellier (2022) et les expérimentations doivent être menées sans culpabilisation des usagers.

3.2 Projet de recherche à moyen terme - Biocides dans l'habitat : émissions, exposition potentielle et solutions de réduction

Cette thématique scientifique sera menée dans le cadre de plusieurs projets de recherche dont certains déjà financés : l'ANR Jeune Chercheuse Biocid@Home, le projet BiociDust, le projet BRIQUE, le projet Phyte'up et la phase 5 du programme OPUR. Elle sera intégrée à la phase 6 du programme OPUR qui est en cours de définition et qui débutera en 2024. Des échanges scientifiques auront également lieu avec le projet ANR Egout, porté par Jérémy Jacob (directeur de recherche CNRS au LSCE), dont l'objectif principal est d'établir, à Paris, les bases d'un observatoire des pratiques fondé sur l'analyse des matières transportées et accumulées dans les réseaux d'assainissement.

Le projet ANR Biocid@Home (ANR-20-CE34-0001) a pour objectifs d'évaluer les émissions de biocides par et dans l'habitat urbain et d'en réduire les risques sanitaires et environnementaux. Le projet BiociDust, en collaboration avec le Centre scientifique et technique du bâtiment (CSTB), s'intéresse à la contamination des poussières intérieures par les biocides et essaye d'en expliquer la variabilité. Le projet BRIQUE porté par le Syndicat Intercommunal du Bassin d'Arcachon (SIBA) a pour objectifs d'évaluer le niveau de contamination des eaux de ruissellement des bâtiments par les anti-termite et d'évaluer leur devenir dans les installations d'infiltration décentralisées et leur transfert vers les eaux souterraines. Le projet Phyte'up, porté par le Leesu a été lauréat de l'appel à manifestation d'intérêt « Permis d'innover » lancé en 2017 par le Ministère de la Transition écologique et de la Cohésion des territoires (MTECT) et trois aménageurs publics. L'objectif principal du projet Phyte'up est de tester et de prouver l'efficacité et la viabilité d'une boucle de réutilisation des eaux grises à l'échelle du bâtiment en utilisant une solution compacte de faible technicité basée sur la nature de type phytoremédiation. Quatre démonstrateurs seront mis en œuvre à Bordeaux, Ivry-sur-Seine, Saint-Denis et Strasbourg, villes confrontées à une forte pression immobilière avec des contextes climatiques différents.

Dans l'action que je porte au sein du programme OPUR 5, la question du devenir des biocides dans les sols et celle des produits de transformation des biocides seront abordées.

3.2.1 Questions scientifiques

Les questionnements scientifiques de mon projet de recherche concernent l'estimation des émissions de biocides par l'habitat urbain, l'évaluation des risques sanitaires et environnementaux liés à ces émissions, et la comparaison des solutions possibles pour réduire ces risques. Je souhaite étudier les solutions à *la source*, c'est-à-dire les traitements décentralisés (phytoépuration des eaux grises et infiltration du ruissellement) et la réduction des émissions par des changements de pratiques (consommation, entretien...). Ces solutions seront comparées, de façon théorique, aux solutions globales : la réglementation pour l'interdiction ou la substitution de substances, et les traitements centralisés dans les stations d'épuration. Dans ce contexte, les objectifs du projet sont les suivants :

1. Caractériser les utilisations de biocides dans l'habitat
2. Quantifier les émissions à l'échelle des bâtiments dans l'air intérieur, les poussières, les eaux grises et le ruissellement
3. Évaluer les risques sanitaires et environnementaux liés à ces émissions
4. Estimer les flux, transferts et processus de transformation à l'échelle urbaine
5. Comparer l'efficacité de solutions pour réduire l'exposition (traitement amont / aval, réglementation, substitution, sensibilisation. . .)

La figure 3.1 présente les quatre grandes étapes de mon projet dans une démarche résolument multidisciplinaire : échantillonnage environnemental, chimie analytique, hydrologie, évaluation des risques environnementaux et sanitaires, sociologie des pratiques et approche socio-technique des différentes formes d'actions publiques pour la réduction des contaminants émergents.

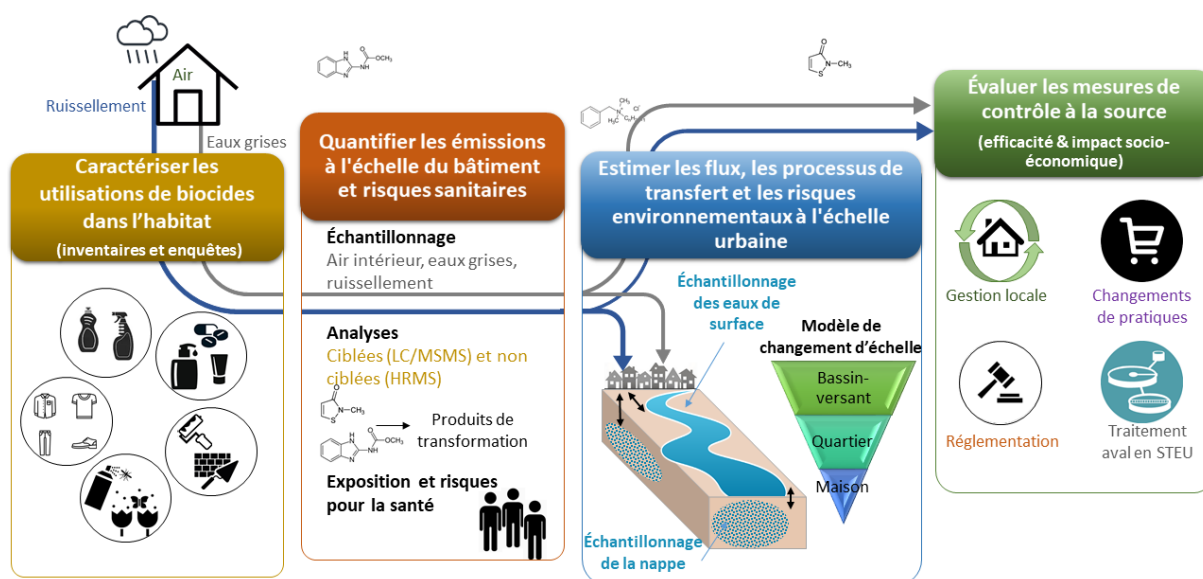


Figure 3.1 – Présentation des différentes tâches de mon projet scientifique à moyen terme

3.2.2 Caractérisation des usages de biocides dans l'habitat

L'objectif de cette partie est d'inventorier toutes les utilisations de biocides dans l'habitat, que ce soit lors de la construction, de l'entretien ou de la vie quotidienne des habitants, et d'évaluer les quantités utilisées. Tout d'abord, au niveau national, un inventaire des quantités de substances biocides utilisées dans la maison et dans les matériaux de construction sera réalisé sur la base de données et méthodologies développées dans la littérature (Auburtin *et al.*, 2005; Hahn *et al.*, 2010; ANSES, 2019). Les produits de consommation suivants seront étudiés : les conservateurs dans les cosmétiques, dans les produits de lavage et de nettoyage, les désinfectants, les produits de préservation du bois, les insecticides, les traitements antiparasitaires, les traitements antisalissures pour les toits, les murs et les terrasses. Les informations sur les produits contenant des biocides seront collectées par des recherches bibliographiques, l'étude des réglementations (biocides, pesticides, cosmétiques, détergents, vétérinaires...), l'utilisation de bases de données de consommation à l'échelle nationale (BioCID (anciennement Simmbad) pour les biocides, BNV-D (Banque Nationale des Ventes pour les Distributeurs) pour les pesticides, médicaments et produits vétérinaires).

Ces données théoriques seront complétées par des enquêtes à plusieurs niveaux. La formulation des produits vendus en grandes surfaces et en magasins de bricolage, et utilisés par des professionnels des matériaux de construction et de la lutte contre les nuisibles, sera étudiée. Un questionnaire en ligne sera largement diffusé pour obtenir des informations sur les pratiques d'usages et la perception des risques. Ensuite, sur les sites pilotes, dans une approche de science participative, les habitants seront impliqués dans des enquêtes visant à estimer leur propre utilisation de substances biocides et leur connaissance du risque. Les enquêtes porteront sur le type de produits, leur composition, leur fréquence et leur quantité d'utilisation. Une attention particulière sera accordée aux pratiques de ventilation et de nettoyage, en relation avec la qualité de l'air (Brown *et al.*, 2015; Langer *et al.*, 2016), et aux traitements antiparasitaires. Une autre partie du questionnaire portera sur la perception du risque concernant la présence de biocides dans les activités quotidiennes des habitants. L'étude des mécanismes conduisant à un changement dans la perception du risque et dans les pratiques de consommation permettra de connaître les types de discours qui sont pertinents pour communiquer sur les risques et la réduction à la source. Ces enquêtes seront complétées par des entretiens menés avec les habitants par des sociologues. Ces enquêtes sur les pratiques seront menées au cours de la thèse de Pierre Martinache et du post-doctorat d'Alexandro Arbarotti, en collaboration avec José-Frédéric Deroubaix et Julie Gobert, chargés de recherche au Leesu.

3.2.3 Mesure des émissions à l'échelle du bâtiment et risques sanitaires

L'objectif de cette partie est de mesurer les émissions de biocides dans et à partir des habitations et d'évaluer le risque pour la santé des habitants lié à ces émissions. Les biocides peuvent être émis dans l'air ou dans l'eau, à l'intérieur pour les eaux grises après utilisation domestique de produits divers (ménagers, lutte contre les nuisibles etc.), et à l'extérieur par temps de pluie dans les eaux de ruissellement après lixiviation de matériaux de construction ou de produits appliqués sur les revêtements de la maison.

3.2.3.1 Choix des substances d'intérêt et identification des produits de transformation

La liste des substances à analyser a été choisie sur la base de notre priorisation précédente (Pajens *et al.*, 2019) et des résultats de la partie 3.2.2 précédente. La figure 3.2 présente la liste des 29 substances biocides sélectionnées. Une méthode analytique a été adaptée par Bertille Bonnaud pendant son post-doctorat à partir de celle développée par Claudia Pajens (Pajens *et al.*, 2020c).

Les principaux produits de transformation de ces substances seront étudiés, après revue de la littérature, en couplant des expérimentations à l'échelle du laboratoire en conditions contrôlées et des analyses en spectrométrie de masse haute résolution (HRMS) en collaboration avec Julien Le Roux grâce aux méthodes développées au cours de son projet WaterOmics (Projet-ANR-17-CE34-0009) (Huynh *et al.*, 2021; Nihemaiti *et al.*, 2022). Des expériences sur chaque composé sélectionné seront menées dans des conditions contrôlées (exposition aux UV, photolyse et biodégradation simulées) ou dans des conditions aussi proches que possible de celles de l'environnement (application de biocides sur des matériaux exposés à la lumière solaire et sur des sols ou des substrats de filtration). Les échantillons résultants seront extraits sur phase solide et analysés par HRMS (Vion IMS QToF, Waters), couplé à la chromatographie liquide ultra-performante (Acquity UPLC, Waters). Grâce à ces expériences, des constantes de dégradation pourront également être évaluées.

Tous les échantillons décrits dans les paragraphes qui suivent seront analysés par LC/MSMS pour quantifier les biocides et par HRMS pour détecter la présence d'éventuels produits de transformation.

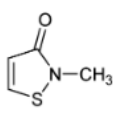
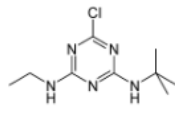
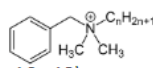
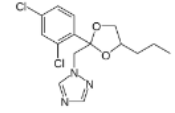
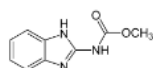
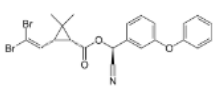
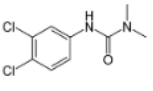
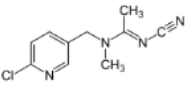
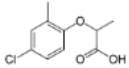
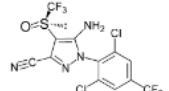
<p style="text-align: center;">Isothiazolinones</p> <p>Méthylisothiazolinone (MIT ou MI) 5-Chloro-2-méthyl-4-isothiazolin-3-one (CMIT) Benzisothiazolinone (BIT) Ochthilone (OIT) 4,5-Dichloro-2-n-octyl-4-isothiazolin-3-one (DCOIT)</p> 	<p style="text-align: center;">Triazines</p> <p>Terbutylazine (TBZ) Terbutryne (TB) Cybutryne (CBY)</p> 
<p style="text-align: center;">Ammoniums quaternaires</p> <p>Bromure de didécyl diméthylammonium (DDAB) Benzalkoniums C12, C14, C16, C18 (BAC-12, -14, -16, -18)</p> 	<p style="text-align: center;">Azoles</p> <p>Propiconazole (PPC) Tébuconazole (TEB) Thiabendazole (THB)</p> 
<p style="text-align: center;">Carbamates</p> <p>Carbendazime (CBZ) Butylcarbamate d'iodopropynyle (IPBC)</p> 	<p style="text-align: center;">Pyréthrinoïdes</p> <p>Deltaméthrine (DMT) Bifenthrine (BFT) Cyperméthrine (CPMT) Permethrine (PMT)</p> 
<p style="text-align: center;">Urées</p> <p>Diuron (DIU) Isoproturon (IPU) Hexafluron (HFU) Diflubenzuron (DFB)</p> 	<p style="text-align: center;">Néonicotinoïde</p> <p>Acétamipride (ACE)</p> 
<p style="text-align: center;">Phénoxy acide</p> <p>Mécoprop (MCP)</p> 	<p style="text-align: center;">Phénylpyrazole</p> <p>Fipronil (FIP)</p> 

Figure 3.2 – Liste des substances biocides étudiées

3.2.3.2 Quantification des biocides dans l'air intérieur et les poussières intérieures

La contamination en biocides dans l'air intérieur sera étudiée dans trois fractions : les poussières déposées, et les fractions gazeuse et particulaire de l'air. Ces trois fractions seront analysées dans 30 logements en région parisienne chez des volontaires. Les protocoles de prélèvement pour l'air et la poussière ont été discutés avec l'Observatoire de la qualité de l'air intérieur (OQAI) animé par le CSTB. Les poussières déposées seront prélevées par un aspirateur à sac dans chaque habitation sur une durée d'un mois. L'air intérieur sera prélevé de façon active par une pompe sur une durée d'une semaine. Les fractions gazeuse et particulaire sont séparées lors du prélèvement, la fraction particulaire étant retenue par un filtre, et la fraction gazeuse piégée sur une mousse en polyuréthane (PUF). Les poussières seront également analysées dans 50 échantillons de poussières sédimentées de l'échantillonnage du CSTB issus de prélèvements dans des logements, des écoles et des bureaux (collaboration dans le projet BiociDust). Afin d'essayer d'expliquer leur éventuelle variabilité, les concentrations mesurées seront comparées aux données descriptives de chaque échantillon (type d'habitat, catégorie socio-professionnelle des habitants, pratiques d'utilisation des biocides, pratiques d'entretien...). La mise en perspective des résultats de la campagne de mesure avec l'enquête sur les usages de produits et objets impliquant des biocides permettra également d'évaluer les risques liés aux pratiques domestiques et d'initier une réflexion sur la possible sensibilisation des usagers pour réduire leur contamination.

3.2.3.3 Quantification des biocides dans les eaux grises

Deux échelles d'étude sont prévues dans cette partie. À l'échelle du logement individuel, il est prévu d'échantillonner les eaux grises des 30 logements de la région parisienne précédemment retenus dans la partie 3.2.3.2, sous réserve de l'accord des volontaires et des contraintes techniques. La méthode de prélèvement est celle développée par Steven Deshayes dans sa thèse (Deshayes, 2015) et que nous avons déjà appliquée dans la thèse de Sifax Zedek (2016). Elle permet d'étudier les flux liés aux différents usages en analysant séparément les eaux de douche, de lave-linge, de lave-vaisselle, de lavabo et de lavage des sols.

En complément de ces analyses fines dans différents foyers, qui permettront d'avoir des ordres de grandeur de la contamination, ainsi qu'une part de variabilité spatiale, nous allons étudier la qualité des eaux grises récupérées dans plusieurs bâtiments collectifs et qui seront réutilisées dans le bâtiment après traitement (Projet Phyte'up). En effet, le projet Phyte'up va déployer quatre démonstrateurs de phyto-épuration des eaux grises en toiture en France dans des contextes climatiques et urbains différents : à Bordeaux (33) dans le cadre d'un immeuble de logements sociaux, à Ivry-sur-Seine (94) dans le cadre d'un immeuble de logements en accession à la propriété, à Saint-Denis (93) dans le cadre d'un équipement public (la base mutualisée pompiers du village olympique) et à Strasbourg (67) dans le cadre d'un bâtiment tertiaire (restaurant collectif de la SOPREMA accueillant par ailleurs des salariés de l'ensemble de la zone d'activité sur laquelle est implantée l'entreprise). Chaque mois pendant environ un an (n=10 à 20 échantillons), des échantillons composites (moyen 24 heures) seront prélevés dans le réservoir de stockage des eaux grises de chaque bâtiment. Le suivi temporel permettra d'avoir une idée de l'évolution de la contamination et de mettre en évidence l'effet d'éventuels changements de pratiques.

3.2.3.4 Quantification des biocides dans les eaux de ruissellement

Dans le cadre du projet BRIQUE, un quartier résidentiel doit être instrumenté et suivi dans le Bassin d'Arcachon, en collaboration avec le SIBA. Dans ce projet, des eaux de ruissellement d'une maison (toiture et ruissellement de façade) seront collectées, ainsi que des échantillons de sols dans la zone d'infiltration des eaux, à plusieurs profondeurs. Les émissions de biocides seront comparées aux matériaux utilisés et pratiques d'application de produits, en particulier en ce qui concerne les anti-termites. Sur ce point, un focus sera réalisé sur le mode de prescription des anti-termites en évaluant le potentiel d'émission des recommandations actuelles de poser des films anti-termites, en particulier sur le territoire du SIBA.

3.2.3.5 Évaluation des risques pour la santé

Trois modes d'exposition sont en lien avec l'usage domestique des biocides : l'inhalation, l'ingestion et le contact cutané. L'exposition au travers de la nourriture et des boissons ne seront pas traités dans le projet du fait que la contamination de ces matrices n'est pas uniquement liée aux activités domestiques à l'intérieur de la maison. Les premières estimations de l'ingestion de poussières réalisées lors du stage de M1 de Donna Pinheiro ont montré que les risques par ingestion, avec les concentrations mesurées et les valeurs toxiques de référence (VTR) de la littérature, étaient négligeables. Une attention plus grande sera portée à l'inhalation qui représente une voie d'exposition chronique et passive pour les polluants environnementaux (Blanchard *et al.*, 2014; Laborie *et al.*, 2016; López *et al.*, 2021). La méthodologie proposée, après discussion avec l'ANSES, est d'estimer la quantité moyenne inhalée à partir des concentrations que nous mesurerons dans l'air intérieur, et de les comparer à des VTR.

3.2.4 Estimation des flux, processus de transfert et risques environnementaux à l'échelle urbaine

Dans cette partie, mes objectifs sont d'évaluer la contribution *domestique* (bâti et activités domestiques) à la contamination en biocides des milieux récepteurs, de comprendre les processus de transfert, d'évaluer le risque environnemental associé et de modéliser le devenir des biocides émis. *In fine*, le but est de simuler les flux de biocides dans un modèle de ville théorique afin de comparer des modes de gestion dans le paragraphe 3.2.5 suivant. Deux situations sont en particulier visées. La première concerne la contribution des activités domestiques, *via* les eaux grises, à la contamination des eaux usées puis à celle des rivières, sur l'exemple du réseau d'assainissement parisien (sur lequel nous avons des données grâce à la thèse de Claudia Paijens (2019)). Ces eaux grises pourraient, comme c'est envisagé dans le projet Phyte'up, être traitées localement pour être réutilisées à l'intérieur du bâtiment (voir au paragraphe 3.2.5). La deuxième situation vise à étudier la contribution du ruissellement de bâti à la contamination en biocides des eaux pluviales et leur impact sur la contamination du milieu récepteur en fonction de si elles sont évacuées par un réseau d'assainissement vers les eaux de surface ou infiltrées vers les eaux souterraines (voir au paragraphe 3.2.5).

3.2.4.1 Contamination des milieux aquatiques récepteurs

La contamination des rivières a été étudiée dans le cadre de la thèse de Claudia Paijens (Paijens *et al.*, 2022) en Seine et en Marne. Ces données d'eau de surface seront complétées dans le cadre du projet BRIQUE par des campagnes d'échantillonnage dans les eaux souterraines qui reçoivent l'infiltration des eaux de ruissellement (dans un contexte de nappe affleurante). Sept piézomètres ont été installés à une profondeur d'environ 10 m. Ils sont implantés au niveau des zones enherbées bordant le lotissement, un très en amont du lotissement par rapport au sens d'écoulement estimé de la nappe, trois en amont du lotissement et trois en aval du lotissement. En fonction des besoins de modélisation, d'autres campagnes d'échantillonnage pourraient être organisées.

3.2.4.2 Modélisation des transferts depuis l'habitat jusqu'au milieu récepteur

Dans cette partie, les processus de transfert des biocides émis par la maison (mesurés au paragraphe 3.2.3) vers les eaux réceptrices seront modélisés en deux étapes. Les objectifs de cette modélisation sont (i) d'évaluer et de comparer la contribution du ruissellement et des eaux grises à la contamination des eaux réceptrices et (ii) de simuler les flux de biocides dans une ville modèle théorique dans le but de comparer différents scénarios de réduction des biocides dans la partie 3.2.5.

La première étape consistera à modéliser les flux de biocides émis dans les eaux urbaines. En ce qui concerne les émissions dans les eaux usées, un modèle simple sera mis en œuvre en combinant les données empiriques des enquêtes (paragraphe 3.2.2), le nombre d'habitants et l'analyse des eaux grises (3.2.3). Il sera appliqué à l'échelle de l'agglomération Parisienne et comparé aux mesures des eaux usées précédemment acquises (Paijens *et al.*, 2021) afin d'évaluer l'importance relative des sources de contamination des eaux usées domestiques/non domestiques. En ce qui concerne les émissions dans les eaux de ruissellement, le modèle d'émission COMLEAM (<https://www.comleam.ch>) sera mis en œuvre à l'échelle du bassin versant résidentiel BRIQUE, en collaboration avec Michael Burkhardt, professeur à l'UMTEC, institut d'ingénierie environnementale à l'HSR université de sciences appliquées Rapperswil en Suisse (Burkhardt *et al.*, 2012) et Marie-Christine Gromaire du Leesu. Le modèle sera calibré à l'aide des données des enquêtes sur les matériaux utilisés et de l'analyse du ruissellement (paragraphe 3.2.2 et 3.2.3).

La deuxième étape concernera la modélisation du transfert de biocide vers les eaux réceptrices dans une ville modèle théorique pour laquelle toutes les eaux vont dans un réseau d'assainissement centralisé puis sont rejetées dans des eaux de surface. Les résultats de la thèse de Claudia Paijens (Paijens *et al.*, 2021, 2022) permettront de faire des scénarios permettant de simuler la présence d'un traitement en STEU et/ou de rejets au milieu récepteur sans traitement pour les déversoirs d'orage. Concernant le transfert vers les eaux souterraines par infiltration des eaux de ruissellement, le transport réactif dans la zone non saturée du sol sera modélisé, à l'échelle de la structure d'infiltration et plus largement à l'échelle du quartier, à l'aide du logiciel Hydrus, en collaboration avec Marie-Christine Gromaire. Une analyse de sensibilité basée sur la gamme des valeurs possibles des paramètres dérivés de l'enquête de terrain, des données de la littérature et des données de la partie 3.2.4 sera réalisée. Ces questions seront en partie traitées lors de la thèse de Rim Saad qui commence en janvier 2023, co-encadrée par Marie-Christine Gromaire et Ghassan Chebbo, sur le *Modélisation à l'échelle urbaine des biocides émis dans les eaux de ruissellement par l'enveloppe bâtie*.

3.2.4.3 Impact environnemental potentiel de l'émission de biocides

En couplant d'une part les comparaisons des concentrations d'exposition mesurées à des valeurs de référence (dérivées de la PNEC, de l'ECHA ou trouvées dans la littérature), et d'autre part les contributions effectives des émissions domestiques, il sera possible d'estimer si l'utilisation de biocides dans les activités domestiques et l'habitat présentent un risque pour les organismes aquatiques des milieux récepteurs, ou pour la ressource en eau. En ce qui concerne la contamination des eaux souterraines, le risque majeur est la contamination de la ressource et la difficulté de la traiter avant toute utilisation. Une autre perspective pourrait concerner l'étude de l'antibiorésistance induite par les biocides.

3.2.5 Évaluation des mesures de réduction : traitement aval vs. réduction à la source

Les solutions pour réduire les émissions de biocides que nous envisageons d'étudier sont la phytoépuration des eaux grises en toiture pour leur réutilisation, les systèmes d'infiltration pour le ruissellement et la réduction à la source par des changements de pratiques (en lien avec la sensibilisation des professionnels ou des usagers). Elles seront comparées aux solutions centralisées, comme la réglementation pour la substitution ou l'interdiction de substances, et les traitements en stations d'épuration des eaux usées (traitements classiques et avancés).

3.2.5.1 Traitements tertiaires en STEU

Les traitements classiques d'épuration des eaux usées ayant montré une efficacité toute relative pour abattre la plupart des biocides des eaux usées, il apparaît nécessaire d'évaluer l'efficacité de différentes solutions de traitements tertiaires (charbon actif, ozonation, photolyse UV, procédés d'oxydation par des peracides), en collaboration avec Julien Le Roux qui travaille sur ces sujets avec le SIAAP. En particulier, l'identification de sous-produits de traitement par HRMS est un enjeu important et dont la méthodologie a commencé à être mise en place lors du stage d'Alexandre Bancourt en 2021.

De plus, j'aimerais porter une réflexion sur l'évaluation environnementale de ces procédés. Les recherches bibliographiques que j'ai faites (voir paragraphe 3.1.3.1) ont montré que dans les ACV des traitements tertiaires, la production de contaminants par le procédé n'était pas toujours prise en compte (comme par exemple la production de HAP par la production et le transport du charbon actif, l'usage de biocides dans les procédés, etc.). J'aimerais discuter de cette question avec les spécialistes des ACV de traitements tertiaires, comme par exemple Elorri Igos du Luxembourg Institute of Science and Technology (LIST) qui a travaillé sur l'ACV des traitements au charbon actif avec le Leesu et le SIAAP (Igos *et al.*, 2021).

3.2.5.2 Traitements décentralisés

Dans cette partie, je vais évaluer l'efficacité des dispositifs de traitement décentralisés pour réduire la contamination en biocides des eaux, et suivre l'éventuelle apparition de produits de transformation.

Dans le cadre du projet Phyte'up (voir description paragraphe 3.2.3.3), l'efficacité de traitement des biocides par quatre démonstrateurs de phytoépuration des eaux grises en toiture sera

mesurée en comparant les concentrations/flux de biocides avant et après le filtre. Un premier prototype installé par la SOPREMA à Strasbourg a été suivi en 2022 avec une dizaine de campagnes dont l'exploitation des données est en cours de réalisation.

Dans le cadre du projet BRIQUE, l'efficacité de rétention/traitement de systèmes d'infiltration des eaux de ruissellement de bâti sera également estimé. Si le site expérimental le permet, un drain récupérera l'eau après infiltration pour comparer les flux entre l'amont et l'aval du système. Dans tous les cas, une approche théorique sera menée en se basant sur des expérimentations sur colonnes en laboratoire pour estimer l'adsorption et la dégradation des biocides dans les ouvrages d'infiltration ainsi que l'apparition de produits de transformation.

3.2.5.3 Efficacité des changements de pratiques

L'objectif de cette partie est de tester la possibilité de réduire les émissions de biocides domestiques par des changements dans les pratiques d'usages des produits domestiques par les habitants. Sur les sites pilotes du projet Phyte'up, après observation d'une période de référence de six mois pendant lesquels la contamination en biocides sera mesurée dans les eaux grises (voir paragraphe 3.2.3.3), une campagne de sensibilisation aux risques sanitaires et environnementaux (sessions de formation) sera lancée en collaboration avec José-Frédéric Deroubaix du Leesu. L'évaluation de l'efficacité de la campagne de sensibilisation se fera par le biais de questionnaires (adressés à tous les utilisateurs du bâtiment), d'entretiens individuels pour certains ménages, de données de consommation et d'analyses chimiques sur la qualité de l'air et des eaux grises. La comparaison de la qualité de l'air intérieur et des eaux grises pendant la période de référence (paragraphe 3.2.3) et après les campagnes de sensibilisation (cette partie) permettra d'évaluer les conséquences des changements de pratiques déclaratives sur les émissions de biocides.

De plus, dans le cadre du projet ANR EGOUT porté par Jérémy Jacob du LSCE, une action de recherche participative va être menée par Catherine Carré, professeur au Ladyss, et une équipe multidisciplinaire de chercheurs, sur plusieurs sites de petite échelle dont les citoyens seront sensibilisés aux questions d'eau et de contaminants dans l'eau. L'évolution des rejets de différents traceurs, dont les biocides pourraient faire partie, sera suivie en fonction des modifications de comportements des membres des groupes.

3.2.5.4 Définition et application de scénarios basés sur les différentes solutions de réduction

Dans cette partie, l'idée est d'ajouter au modèle de la ville théorique (voir paragraphe 3.2.4.2), différents scénarios pour les comparer. Le scénario de référence est un scénario classique sans changement de pratiques, avec des eaux grises et des eaux pluviales rejetées dans les égouts et traitées dans une station d'épuration ou directement envoyées dans la rivière. Des données sur le traitement tertiaire dans les STEU pourraient être ajoutées à ce scénario. Le deuxième scénario utilise des dispositifs de traitement décentralisés (phytoépuration des eaux grises et infiltration pour le ruissellement). Le troisième scénario reprend le premier avec des options de réduction à la source : sensibilisation, interdiction, substitution.

Cependant ces scénarios ne sont pas assez réalistes pour aider à la décision sur les solutions de réduction. C'est pourquoi nous visons à définir, en collaboration avec José-Frédéric Deroubaix et Julie Gobert du Leesu, différents scénarios prospectifs utilisant un ou plusieurs instruments

de politique publique. Leur définition, ainsi qu'une réflexion sur les acteurs qu'ils concernent, les incertitudes qu'ils génèrent et les freins et leviers à leur mise en œuvre, sont en cours de réflexion au sein d'un groupe de travail du projet Biocid@Home regroupant des membres du Leesu, de l'INERIS et de l'ANSES.

3.3 Perspectives de recherche à long terme

Mes perspectives de recherche à plus long terme sont d'approfondir l'étude des différents instruments de réduction des micropolluants dans l'environnement, en me focalisant sur les solutions de réduction des usages de substances chimiques. En effet, les solutions qui ne visent que la réduction des contaminants dans le milieu aquatique récepteur (par un traitement aval) ne permettent pas la réduction de la contamination « amont » : celle de l'Humain exposé lors de l'usage de produits contenant ces substances dont une partie se retrouve *in fine* dans l'eau, celle de l'air, et celle des sols et des nappes lors de l'infiltration. Ces solutions basées sur l'aval sont même des freins, d'une part à la réduction à la source (si le problème est traité à l'aval, il est plus facile de se décharger du problème), d'autre part aux usages amont de l'eau non conventionnelle comme la réutilisation pour des usages domestiques, l'irrigation ou la recharge des nappes. De plus ces solutions aval peuvent déplacer la contamination : l'eau est traitée d'un côté tandis que de l'autre des polluants et déchets (charbon, boues, membranes, sous-produits de dégradation, etc.) sont produits lors des procédés.

Dans cet objectif, je souhaite essayer de mettre en évidence des éléments de preuve de l'efficacité et des bénéfices apportés par ces changements de pratiques selon trois axes :

- (i) **Coupler l'étude des pratiques domestiques (et de leurs changements), avec l'environnement d'exposition, le suivi de la qualité des eaux rejetées et la santé.** En collaboration avec Julie Gobert, José-Frédéric Deroubaix et Régis Moilleron, nous envisageons de porter un projet de construction d'une cohorte pour l'étude des risques pour la santé et l'environnement liés aux pratiques domestiques impactant la qualité des eaux rejetées dans les milieux aquatiques. Cette cohorte permettra d'obtenir des échantillons d'une population variée pour étudier la contamination en micropolluants de l'air intérieur et des eaux domestiques, et de la confronter à des variables descriptives du foyer et de ses pratiques. Il s'agira également d'étudier les changements de pratiques individuelles et leurs incidences sur la qualité de l'eau. De plus, il serait pertinent de collaborer avec des médecins, pour obtenir des informations sur la santé de la cohorte et suivre l'exposition de la cohorte à l'aide de techniques de biomonitoring qui mesurent les substances chimiques et leurs métabolites dans des échantillons humains, ce qui permet de connaître les quantités réellement adsorbées par le corps humain par inhalation, ingestion ou passage de la barrière dermale (Ougier *et al.*, 2021; Zare Jeddi *et al.*, 2022). Des collaborations avec les équipes étudiants des cohortes existantes (cohorte Constance, E3N-Génération, programme E-city de l'UPEC, etc.) seront envisagées.
- (ii) **Coupler les sciences économiques aux sciences de l'environnement.** J'aimerais compléter l'approche proposée dans le projet ANR Biocid@Home par une évaluation coûts-bénéfices des changements de pratiques. En effet, comme la bibliographie l'a montré, les traitements tertiaires ont un coût, de même que les politiques de santé en lien avec l'effets des polluants. Il s'agirait de nourrir la décision et l'action publique à l'aide de données économiques en complément des données sociologiques et environnementales.

- (iii) **Mener une réflexion sur l'échelle efficace des changements de pratiques.** Même si les réglementations ont évolué, tant en ce qui concerne les autorisations de mises sur le marché que les recommandations d'usages (pesticides, médicaments, etc.), la réduction à la source des micropolluants domestiques par des changements de pratiques repose essentiellement sur l'individu. Les expérimentations menées dans le cadre des projets Lumieau-Stra et Regard (voir paragraphe 3.1.3.3), ainsi que les recherches sur les pratiques individuelles de lutte contre le réchauffement climatique, ont montré la difficulté d'agir individuellement du fait du poids des normes sociales. Agir à l'échelle au dessus, qui pourrait être celle des collectivités locales, n'est pas non plus évident du fait de leur manque de légitimité sur la question tant qu'une autorité nationale ou européenne n'a pas clairement énoncé un risque et une solution à promouvoir (Bressy *et al.*, 2019b). Les perspectives sont donc tout d'abord de renforcer la diffusion des connaissances produites par la recherche et la sensibilisation du grand public aux questions environnementales et à la gestion locale des eaux et des polluants, *via* des collaborations avec des associations et des collectivités locales. Il s'agirait ensuite de réfléchir à l'échelle adéquate pour faire changer d'échelle les changements de pratiques.

Bibliographie

- Akkanen, J. et Kukkonen, J. (2001) Effects of water hardness and dissolved organic material on bioavailability of selected organic chemicals, *Environmental Toxicology and Chemistry*, **20**, 2303–2308.
- Alderton, I., Palmer, B. R., Heinemann, J. A., Pattis, I., Weaver, L., Gutiérrez-Ginés, M. J., Horswell, J. et Tremblay, L. A. (2021) The role of emerging organic contaminants in the development of antimicrobial resistance, *Emerging Contaminants*, **7**, 160–171.
- Andersson Trojer, M., Nordstierna, L., Bergek, J., Blanck, H., Holmberg, K. et Nydén, M. (2015) Use of microcapsules as controlled release devices for coatings, *Advances in Colloid and Interface Science*, **222**, 18–43.
- ANSES (2019) Étude Pesti'home - Enquête nationale sur les utilisations domestiques de pesticides, 284p. (<https://www.anses.fr/en/system/files/2019Pestihome.pdf>) [in French], rapport, ANSES, p. 284.
- Arpin-Pont, L., Martínez-Bueno, M., Gomez, E. et Fenet, H. (2016) Occurrence of PPCPs in the marine environment : a review, *Environmental Science and Pollution Research*, **23**, 4978–4991.
- Auburtin, G., Lecomte, J. et Moreau, J. (2005) L'utilisation des biocides en milieu domestique et la perception des risques liés à cette utilisation dans une population française, rapport, p. 49.
- Babut, M., Labadie, P., Simonnet-Laprade, C., Munoz, G., Roger, M.-C., Ferrari, B. J. D., Budzinski, H. et Sivade, E. (2017) Per- and poly-fluoroalkyl compounds in freshwater fish from the Rhône River : Influence of fish size, diet, prey contamination and biotransformation, *Science of The Total Environment*, **605-606**, 38–47.
- Bandow, N., Gartiser, S., Ilvonen, O. et Schoknecht, U. (2018) Evaluation of the impact of construction products on the environment by leaching of possibly hazardous substances, *Environmental Sciences Europe*, **30**, 14.
- Barceló, D. et Petrovic, M. (2007) Pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) in the environment, *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, **387**, 1141–1142.
- Barraqué, B. (2014) Pour une histoire des services d'eau et d'assainissement en Europe et en Amérique du Nord, *Flux*, **97-98**, 4–15.
- Basilico, L. et Villemagne, E. (2021) Micropolluants émis par les usages domestiques et l'artisanat : changer les pratiques pour mieux préserver l'eau. Retours d'expériences de l'AAP Micropolluants dans les eaux urbaines, OFB.

- Becouze-Lareure, C., Dembélé, A., Coquery, M., Cren-Olivé, C. et Bertrand-Krajewski, J.-L. (2019) Assessment of 34 dissolved and particulate organic and metallic micropollutants discharged at the outlet of two contrasted urban catchments, *Science of The Total Environment*, **651**, 1810–1818.
- Bedoux, G., Roig, B., Thomas, O., Dupont, V. et Le Bot, B. (2012) Occurrence and toxicity of antimicrobial triclosan and by-products in the environment, *Environmental Science and Pollution Research*, **19**, 1044–1065.
- Bellanger, M., Demeneix, B., Grandjean, P., Zoeller, R. T. et Trasande, L. (2015) Neuro-behavioral Deficits, Diseases, and Associated Costs of Exposure to Endocrine-Disrupting Chemicals in the European Union, *The Journal of Clinical Endocrinology & Metabolism*, **100**, 1256–1266.
- Bennett, B., Workman, T., Smith, M. N., Griffith, W. C., Thompson, B. et Faustman, E. M. (2019) Longitudinal, Seasonal, and Occupational Trends of Multiple Pesticides in House Dust, *Environmental Health Perspectives*, **127**, 017003.
- Béranger, R., Hardy, E. M., Binter, A.-C., Charles, M.-A., Zaros, C., Appenzeller, B. M. R. et Chevrier, C. (2020) Multiple pesticides in mothers' hair samples and children's measurements at birth : Results from the french national birth cohort (ELFE), *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, **223**, 22–33.
- Bergé, A., Gasperi, J., Rocher, V., Gras, L., Coursimault, A. et Moilleron, R. (2014) Phthalates and alkylphenols in industrial and domestic effluents : Case of Paris conurbation (France), *Science of The Total Environment*, **488–489**, 26–35.
- Bernhardt, E. S., Rosi, E. J. et Gessner, M. O. (2017) Synthetic chemicals as agents of global change, *Frontiers in Ecology and the Environment*, **15**, 84–90.
- Bertrand-Krajewski, J.-L. (2021) Integrated urban stormwater management : Evolution and multidisciplinary perspective, *Journal of Hydro-environment Research*, **38**, 72–83.
- Blanchard, O., Glorennec, P., Mercier, F., Bonvallet, N., Chevrier, C., Ramalho, O., Mandin, C. et Bot, B. L. (2014) Semivolatile Organic Compounds in Indoor Air and Settled Dust in 30 French Dwellings, *Environmental Science & Technology*, **48**, 3959–3969.
- Bollmann, U. E., Fernández-Calviño, D., Brandt, K. K., Storgaard, M. S., Sanderson, H. et Bester, K. (2017) Biocide Runoff from Building Facades : Degradation Kinetics in Soil, *Environmental Science & Technology*, **51**, 3694–3702.
- Bollmann, U. E., Minelgaite, G., Schlüsener, M., Ternes, T., Vollertsen, J. et Bester, K. (2016) Leaching of Terbutryn and Its Photodegradation Products from Artificial Walls under Natural Weather Conditions, *Environmental Science & Technology*, **50**, 4289–4295.
- Bollmann, U. E., Tang, C., Eriksson, E., Jönsson, K., Vollertsen, J. et Bester, K. (2014a) Biocides in urban wastewater treatment plant influent at dry and wet weather : Concentrations, mass flows and possible sources, *Water Research*, **60**, 64–74.
- Bollmann, U. E., Vollertsen, J., Carmeliet, J. et Bester, K. (2014b) Dynamics of biocide emissions from buildings in a suburban stormwater catchment – Concentrations, mass loads and emission processes, *Water Research*, **56**, 66–76.

BIBLIOGRAPHIE

- Bonhomme, C. et Bressy, A. (2016) La mesure en continu des HAP par fluorescence, *Séminaire thématique OPUR, Micropolluants : devenir et méthodes innovantes de suivi, 22 juin 2016, Paris, France*.
- Bonvallet, N., Jamin, E. L., Regnaut, L., Chevrier, C., Martin, J.-F. c., Mercier, F., Cordier, S., Cravedi, J.-P., Debrauwer, L. et Le Bot, B. (2021) Suspect screening and targeted analyses : Two complementary approaches to characterize human exposure to pesticides, *Science of The Total Environment*, **786**, 147499.
- Botta, F. et Dulio, V. (2014) Résultats de l'étude prospective 2012 sur les contaminants émergents dans les eaux de surface continentales de la Métropole et des DOM, Convention Onema - Ineris DRC-13-136939-12927A.
- Botta, F., Fauchon, N., Blanchoud, H., Chevreuil, M. et Guery, B. (2012) Phyt'Eaux Cités : Application and validation of a programme to reduce surface water contamination with urban pesticides, *Chemosphere*, **86**, 166–176.
- Bressy, A., Boutin, G. et Bonhomme, C. (2014a) How to continuously monitor PAHs in urban stormwater using in situ UV-fluorescence technology?, *13th International Conference on Urban Drainage, 6 - 11 septembre 2012, Borneo, Malaysia*.
- Bressy, A., Carré, C., Caupos, É., de Gouvello, B., Deroubaix, J.-F., Deutsch, J.-C., Mailler, R., Marconi, A., Neveu, P., Paulic, L., Pichon, S., Rocher, V., Severin, I., Soyer, M. et Moilleron, R. (2016) Cosmet'eau—Changes in the personal care product consumption practices : from whistle-blowers to impacts on aquatic environments, *Environmental Science and Pollution Research*, **23**, 13581–13584.
- Bressy, A., Caupos, É., Garrigue-Antar, L., Mailler, R., Marconi, A., Mazerolles, R., Morin, C., Paulic, L., Zedek, S., Neveu, P. et Moilleron, R. (2019a) Estimation des sources, des flux et des impacts de produits cosmétiques dans le milieu récepteur. Livrable 4.2 du projet Cosmet'eau., rapport, p. 82.
- Bressy, A., Deroubaix, J.-F., Carré, C., Germain, S., de Gouvello, B., Neveu, P. et Moilleron, R. (2019b) Les collectivités locales ont-elles vocation à être des lanceurs d'alerte sur les micropolluants issus des produits de consommation, et si oui, à quelles conditions? Livrable 5 du projet Cosmet'eau., rapport, p. 20.
- Bressy, A., Gromaire, M. C., Lorgeoux, C., Saad, M., Leroy, F. et Chebbo, G. (2012) Towards the determination of an optimal scale for stormwater quality management : Micropollutants in a small residential catchment, *Water Research*, **46**, 6799–6810.
- Bressy, A., Gromaire, M.-C., Lorgeoux, C., Saad, M., Leroy, F. et Chebbo, G. (2014b) Efficiency of source control systems for reducing runoff pollutant loads : Feedback on experimental catchments within Paris conurbation, *Water Research*, **57**, 234–246.
- Bressy, A., Mirande-Bret, C. et Lorgeoux, C. (2011) Polymeric membranes as passive sampler - Calibration and application for aquatic environment, *AQUAREF Symposium - Passive samplers and alternative sampling techniques, 24 novembre 2011, Nantes, France [poster]*.
- Bressy, A., Mirande-Bret, C. et Varrault, G. (2013) Utilisation et performances des membranes polymériques pour l'échantillonnage passif de composés organiques hydrophobes : paramètres cinétiques, méthodes pour la quantification des concentrations dans le milieu. Livrable D 4.5 du projet ANR Emestox, rapport, p. 20.

- Bressy, A., Paijens, C., Tedoldi, D., Frère, B., Mailler, R., Rocher, V. et Moilleron, R. (2021) How to estimate biocide mass loads in urban water discharges and their impact on the river contamination ?, in *17th International Conference on Environmental Science and Technology*, Athens, Greece.
- Bressy, A., Paijens, C., Tedoldi, D., Frere, B., Mailler, R., Rocher, V. et Moilleron, R. (2022) Transfert de biocides de la ville vers le milieu aquatique : exemple de l'agglomération parisienne, *Techniques Sciences Méthodes*, pp. 47–91.
- Bressy, A., Waldman, P., Leroyer, C., Morin, C., Garrigue-Antar, L., Marconi, A., Paulic, L. et Moilleron, R. (2017) Substitution of parabens in cosmetic products : what impacts for the aquatic environment ?, Oslo, Norway.
- Briand, C., Bressy, A., Ghassan, C., Deroubaix, J.-F., Deshayes, S., Deutsch, J.-C., Gasperi, J., Gromaire, M.-C., Le Roux, J., Moilleron, R., Tassin, B., Varrault, G., Barraud, S., Bertrand-Krajewski, J.-L., Ruban, V., Boussac, C., Dianoux, C., Lemkine, G., Leval, C., Neveu, P., Paupardin, J., Quillien, R., Rabier, A., Rocher, V. et Zeglil, Z. (2018) *Que sait-on des micropolluants dans les eaux urbaines ?*, ARCEAU IdF.
- Brignon, J.-M., Cantuarias-Villesuzanne, C., Chapon, V. et Mombelli, E. (2019) Rejets de micropolluants : un essai de comparaison économique entre traitement et substitution à la source, *Techniques Sciences Méthodes*, pp. 27–42.
- Brown, T., Dassonville, C., Derbez, M., Ramalho, O., Kirchner, S., Crump, D. et Mandin, C. (2015) Relationships between socioeconomic and lifestyle factors and indoor air quality in French dwellings, *Environmental Research*, **140**, 385–396.
- Bu, Q., Shi, X., Yu, G., Huang, J. et Wang, B. (2016) Assessing the persistence of pharmaceuticals in the aquatic environment : Challenges and needs, *Emerging Contaminants*, **2**, 145–147.
- Burkhardt, M., Kupper, T., Hean, S., Haag, R., Schmid, P., Kohler, M. et Boller, M. (2007) Biocides used in building materials and their leaching behavior to sewer systems, *Water Science and Technology*, **56**, 63–67.
- Burkhardt, M., Zuleeg, S., Vonbank, R., Bester, K., Carmeliet, J., Boller, M. et Wangler, T. (2012) Leaching of Biocides from Façades under Natural Weather Conditions, *Environmental Science & Technology*, **46**, 5497–5503.
- Burkhardt, M., Zuleeg, S., Vonbank, R., Schmid, P., Hean, S., Lamani, X., Bester, K. et Boller, M. (2011) Leaching of additives from construction materials to urban storm water runoff, *Water Science and Technology*, **63**, 1974–1982.
- Butkovskiy, A., Rijnaarts, H., Zeeman, G. et Hernandez Leal, L. (2016) Fate of personal care and household products in source separated sanitation, *Journal of Hazardous Materials*, **320**, 427–434.
- Campisano, A., Butler, D., Ward, S., Burns, M. J., Friedler, E., DeBusk, K., Fisher-Jeffes, L. N., Ghisi, E., Rahman, A., Furumai, H. et Han, M. (2017) Urban rainwater harvesting systems : Research, implementation and future perspectives, *Water Research*, **115**, 195–209.

- Caporale, N., Leemans, M., Birgersson, L., Germain, P.-L., Cheroni, C., Borbély, G., Engdahl, E., Lindh, C., Bressan, R. B., Cavallo, F., Chorev, N. E., D'Agostino, G. A., Pollard, S. M., Rigoli, M. T., Tenderini, E., Tobon, A. L., Trattaro, S., Troglia, F., Zanella, M., Bergman, Å., Damdimopoulou, P., Jönsson, M., Kiess, W., Kitraki, E., Kiviranta, H., Nånberg, E., Öberg, M., Rantakokko, P., Rudén, C., Söder, O., Bornehag, C.-G., Demeneix, B., Fini, J.-B., Gennings, C., Rüegg, J., Sturve, J. et Testa, G. (2022) From cohorts to molecules : Adverse impacts of endocrine disrupting mixtures, *Science*, **375**, eabe8244.
- Carson, R. (1962) *Silent spring*, Houghton Mifflin, Boston.
- Chevreuil, M., Chesterikoff, A. et Letolle, R. (1987) PCB pollution behaviour in the River Seine, *Water Research*, **21**, 427–434.
- Choi, P. M., Tschärke, B. J., Donner, E., O'Brien, J. W., Grant, S. C., Kaserzon, S. L., Mackie, R., O'Malley, E., Crosbie, N. D., Thomas, K. V. et Mueller, J. F. (2018) Wastewater-based epidemiology biomarkers : Past, present and future, *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, **105**, 453–469.
- Chow, R., Scheidegger, R., Doppler, T., Dietzel, A., Fenicia, F. et Stamm, C. (2020) A review of long-term pesticide monitoring studies to assess surface water quality trends, *Water Research X*, **9**, 100064.
- Corcellas, C., Feo, M. L., Torres, J. P., Malm, O., Ocampo-Duque, W., Eljarrat, E. et Barceló, D. (2012) Pyrethroids in human breast milk : occurrence and nursing daily intake estimation, *Environment International*, **47**, 17–22.
- Courtier, A., Cadiere, A. et Roig, B. (2019) Human pharmaceuticals : Why and how to reduce their presence in the environment, *Current Opinion in Green and Sustainable Chemistry*, **15**, 77–82.
- Creusot, N., Casado-Martinez, C., Chiaia-Hernandez, A., Kiefer, K., Ferrari, B. J. D., Fu, Q., Munz, N., Stamm, C., Tlili, A. et Hollender, J. (2020) Retrospective screening of high-resolution mass spectrometry archived digital samples can improve environmental risk assessment of emerging contaminants : A case study on antifungal azoles, *Environment International*, **139**, 105708.
- Darbre, P. D., Aljarrah, A., Miller, W. R., Coldham, N. G., Sauer, M. J. et Pope, G. S. (2004) Concentrations of parabens in human breast tumours, *Journal of Applied Toxicology*, **24**, 5–13.
- Daughton, C. G. (2003) Cradle-to-cradle stewardship of drugs for minimizing their environmental disposition while promoting human health. I. Rationale for and avenues toward a green pharmacy., *Environmental Health Perspectives*, **111**, 757–774.
- de Gouvello, B. et Deutsch, J.-C. (2009) La récupération et l'utilisation de l'eau de pluie en ville : vers une modification de la gestion urbaine de l'eau ?, *Flux*, **76-77**, 14–25.
- Delle Site, A. (2001) Factors Affecting Sorption of Organic Compounds in Natural Sorbent/Water Systems and Sorption Coefficients for Selected Pollutants. A Review, *Journal of Physical and Chemical Reference Data*, **30**, 187–439.

- Deroubaix, J.-F., Carré, C., Coulibali, L., de Gouvello, B., Neveu, P., Moilleron, R. et Bressy, A. (2018) Identification des mécanismes de changement de perceptions et de pratiques concernant les produits cosmétiques ? Livrable 4.1 du projet Cosmet'eau., rapport.
- Deshayes, S. (2015) *Identification des sources de phtalates et d'alkylphénols (polluants émergents) en milieu urbain et compréhension des processus d'élimination.*, thèse de doctorat, Université Paris-Est.
- Deshayes, S., Eudes, V., Bigourie, M., Droguet, C. et Moilleron, R. (2017) Alkylphenol and phthalate contamination of all sources of greywater from French households, *Science of The Total Environment*, **599-600**, 883–890.
- Deziel, N. C., Colt, J. S., Kent, E. E., Gunier, R. B., Reynolds, P., Booth, B., Metayer, C. et Ward, M. H. (2015) Associations between self-reported pest treatments and pesticide concentrations in carpet dust, *Environmental Health*, **14**, 27.
- Donner, E., Eriksson, E., Revitt, D., Scholes, L., Lützhøft, H.-C. H. et Ledin, A. (2010) Presence and fate of priority substances in domestic greywater treatment and reuse systems, *Science of The Total Environment*, **408**, 2444–2451.
- Dubuisson-Quellier, S. (2022) How does affluent consumption come to consumers? A research agenda for exploring the foundations and lock-ins of affluent consumption, *Consumption and Society*, **1**, 31–50.
- Dumas, T., Courant, F., Fenet, H. et Gomez, E. (2022) Environmental Metabolomics Promises and Achievements in the Field of Aquatic Ecotoxicology : Viewed through the Pharmaceutical Lens, *Metabolites*, **12**, 186.
- Eriksson, E., Auffarth, K., Henze, M. et Ledin, A. (2002) Characteristics of grey wastewater, *Urban water*, **4**, 85–104.
- Escher, B. I., Hackermüller, J., Polte, T., Scholz, S., Aigner, A., Altenburger, R., Böhme, A., Bopp, S. K., Brack, W., Busch, W., Chadeau-Hyam, M., Covaci, A., Eisenträger, A., Galligan, J. J., Garcia-Reyero, N., Hartung, T., Hein, M., Herberth, G., Jahnke, A., Kleinjans, J., Klüver, N., Krauss, M., Lamoree, M., Lehmann, I., Luckenbach, T., Miller, G. W., Müller, A., Phillips, D. H., Reemtsma, T., Rolle-Kampczyk, U., Schüürmann, G., Schwikowski, B., Tan, Y.-M., Trump, S., Walter-Rohde, S. et Wambaugh, J. F. (2017) From the exposome to mechanistic understanding of chemical-induced adverse effects, *Environment International*, **99**, 97–106.
- Esculier, F. (2018) *Le système alimentation/excrétion des territoires urbains : régimes et transitions socio-écologiques*, thèse de doctorat, Université Paris-Est.
- European Parliament and Council (2012) Regulation (EU) No 528/2012 concerning the making available on the market and use of biocidal products. Off J Eur Union L 167 :1-122.
- Ferretto, N., Tedetti, M., Guigue, C., Mounier, S., Redon, R. et Goutx, M. (2014) Identification and quantification of known polycyclic aromatic hydrocarbons and pesticides in complex mixtures using fluorescence excitation–emission matrices and parallel factor analysis, *Chemosphere*, **107**, 344–353.

- Flanagan, K. (2018) *Evaluation de la rétention et du devenir d'un panel diversifié de micropolluants dans un ouvrage de biofiltration des eaux de ruissellement de voirie*, thèse de doctorat, Université Paris-Est.
- Flanagan, K., Branchu, P., Boudahmane, L., Caupos, E., Demare, D., Deshayes, S., Dubois, P., Meffray, L., Partibane, C., Saad, M. et Gromaire, M.-C. (2019) Retention and transport processes of particulate and dissolved micropollutants in stormwater biofilters treating road runoff, *Science of the Total Environment*, **656**, 1178–1190.
- Fletcher, T. D., Shuster, W., Hunt, W. F., Ashley, R., Butler, D., Arthur, S., Trowsdale, S., Barraud, S., Semadeni-Davies, A., Bertrand-Krajewski, J.-L., Mikkelsen, P. S., Rivard, G., Uhl, M., Dagenais, D. et Viklander, M. (2015) SUDS, LID, BMPs, WSUD and more - The evolution and application of terminology surrounding urban drainage, *Urban Water Journal*, **12**, 525–542.
- Fortin, M.-C., Bouchard, M. et Carrier, G. (2009) Comparison of the urinary excretion of biomarkers of exposure to pyrethroids and pyrethrins between residents of urban and rural areas of the province of Quebec, Canada, *Revue D'Épidémiologie Et De Santé Publique*, **57**, 395–401.
- Futran Fuhrman, V., Tal, A. et Arnon, S. (2015) Why endocrine disrupting chemicals (EDCs) challenge traditional risk assessment and how to respond, *Journal of Hazardous Materials*, **286**, 589–611.
- Gallé, T., Bayerle, M., Pittois, D. et Huck, V. (2020) Allocating biocide sources and flow paths to surface waters using passive samplers and flood wave chemographs, *Water Research*, **173**, 115533.
- Gallon, V., Le Cann, P., Sanchez, M., Dematteo, C. et Le Bot, B. (2020) Emissions of VOCs, SVOCs, and mold during the construction process : Contribution to indoor air quality and future occupants' exposure, *Indoor Air*, **30**, 691–710.
- García-Gavín, J., Vansina, S., Kerre, S., Naert, A. et Goossens, A. (2010) Methylisothiazolinone, an emerging allergen in cosmetics ?, *Contact Dermatitis*, **63**, 96–101.
- Garcia-Jares, C., Regueiro, J., Barro, R., Dagnac, T. et Llompart, M. (2009) Analysis of industrial contaminants in indoor air. Part 2. Emergent contaminants and pesticides, *Journal of Chromatography A*, **1216**, 567–597.
- Geara-Matta, D. (2012) *Flux et sources des parabènes, du triclosan et du triclocarban en milieux urbains denses : comparaison entre Paris et Beyrouth*, thèse de doctorat, Université Paris-Est.
- Geraudie, P., Gerbron, M. et Minier, C. (2017) Endocrine disruption effects in male and intersex roach (*Rutilus rutilus*, L.) from French rivers : An integrative approach based on subcellular to individual responses, *Comparative Biochemistry and Physiology Part - B : Biochemistry and Molecular Biology*, **211**, 29–36.
- González-Gaya, B., Lopez-Herguedas, N., Bilbao, D., Mijangos, L., Iker, A. M., Etxebarria, N., Irazola, M., Prieto, A., Olivares, M. et Zuloaga, O. (2021) Suspect and non-target screening : the last frontier in environmental analysis, *Analytical Methods*, **13**, 1876–1904.

- Gourlay-Francé, C., Bressy, A., Uher, E. et Lorgeoux, C. (2011) Labile, dissolved and particulate PAHs and trace metals in wastewater : Passive sampling, occurrence, partitioning in treatment plants, *Water Science and Technology*, **63**, 1327–1333.
- Gromaire, M. C., Van de Voorde, A., Lorgeoux, C. et Chebbo, G. (2015) Benzalkonium runoff from roofs treated with biocide products - In situ pilot-scale study, *Water Research*, **81**, 279–287.
- Guillossou, R. (2019) *Elimination des micropolluants organiques dans les eaux résiduaires urbaines par adsorption sur charbon actif : compréhension des processus et implications opérationnelles*, thèse de doctorat, Université Paris-Est.
- Guillossou, R., Le Roux, J., Mailler, R., Pereira-Derome, C. S., Varrault, G., Bressy, A., Vulliet, E., Morlay, C., Nauleau, F., Rocher, V. et Gasperi, J. (2020) Influence of dissolved organic matter on the removal of 12 organic micropollutants from wastewater effluent by powdered activated carbon adsorption, *Water Research*, **172**, 115487.
- Hahn, S., Schneider, K., Gartiser, S., Heger, W. et Mangelsdorf, I. (2010) Consumer exposure to biocides - identification of relevant sources and evaluation of possible health effects, *Environmental Health*, **9**, 7.
- Haitzer, M., Höss, S., Traunspurger, W. et Steinberg, C. (1998) Effects of dissolved organic matter (DOM) on the bioconcentration of organic chemicals in aquatic organisms - a review, *Chemosphere*, **37**, 1335–1362.
- Halden, R. U. (2014) On the Need and Speed of Regulating Triclosan and Triclocarban in the United States, *Environmental Science & Technology*, **48**, 3603–3611.
- Haraux, E., Tourneux, P., Kouakam, C., Stephan-Blanchard, E., Boudailliez, B., Leke, A., Klein, C. et Chardon, K. (2018) Isolated hypospadias : The impact of prenatal exposure to pesticides, as determined by meconium analysis, *Environment International*, **119**, 20–25.
- Heitz, C., Pierrette, M. et Barbier, R. (2017) Les micropolluants d'origine domestique dans l'eau : enquête sur la représentation d'une nouvelle menace, *VertigO*, **17**, 1492–8442.
- Hensen, B., Lange, J., Jackisch, N., Zieger, F., Olsson, O. et Kümmerer, K. (2018) Entry of biocides and their transformation products into groundwater via urban stormwater infiltration systems, *Water Research*, **144**, 413–423.
- Hering, D., Borja, A., Carstensen, J., Carvalho, L., Elliott, M., Feld, C. K., Heiskanen, A.-S., Johnson, R. K., Moe, J., Pont, D., Solheim, A. L. et de Bund, W. v. (2010) The European Water Framework Directive at the age of 10 : A critical review of the achievements with recommendations for the future, *Science of the Total Environment*, **408**, 4007–4019.
- Herman, A., Aerts, O., de Montjoye, L., Tromme, I., Goossens, A. et Baeck, M. (2019) Isothiazolinone derivatives and allergic contact dermatitis : a review and update, *Journal of the European Academy of Dermatology and Venereology*, **33**, 267–276.
- Hernández Leal, L., Vieno, N., Temmink, H., Zeeman, G. et Buisman, C. J. (2010) Occurrence of xenobiotics in gray water and removal in three biological treatment systems, *Environmental science & technology*, **44**, 6835–6842.

- Huynh, N., Caupos, E., Soares Peirera, C., Le Roux, J., Bressy, A. et Moilleron, R. (2021) Evaluation of Sample Preparation Methods for Non-Target Screening of Organic Micropollutants in Urban Waters Using High-Resolution Mass Spectrometry, *Molecules*, **26**, 7064.
- Igos, E., Benetto, E., Venditti, S., Kohler, C., Cornelissen, A., Moeller, R. et Biber, A. (2012) Is it better to remove pharmaceuticals in decentralized or conventional wastewater treatment plants? A life cycle assessment comparison, *Science of The Total Environment*, **438**, 533–540.
- Igos, E., Mailler, R., Guillosoy, R., Rocher, V. et Gasperi, J. (2021) Life cycle assessment of powder and micro-grain activated carbon in a fluidized bed to remove micropollutants from wastewater and their comparison with ozonation, *Journal of Cleaner Production*, **287**, 125067.
- Jaramillo, M. et Restrepo, I. (2017) Wastewater Reuse in Agriculture : A Review about Its Limitations and Benefits, *Sustainability*, **9**, 1734.
- Junginger, T., Payraudeau, S. et Imfeld, G. (2022a) Comment la terbutryne se retrouve-t-elle dans l'environnement? : essais sur le terrain concernant le lessivage des façades, fiche d'information du projet navebgo, Albert-Ludwigs-Universität Freiburg.
- Junginger, T., Payraudeau, S. et Imfeld, G. (2022b) De la façade à l'environnement : que deviennent les biocides? fiche d'information du projet navebgo, Albert-Ludwigs-Universität Freiburg.
- Junginger, T., Payraudeau, S. et Imfeld, G. (2022c) Transformation and stable isotope fractionation of the urban biocide terbutryn during biodegradation, photodegradation and abiotic hydrolysis, *Chemosphere*, **305**, 135329.
- Kim, K., Shin, H.-M., Wong, L., Young, T. M. et Bennett, D. H. (2021) Temporal variability of indoor dust concentrations of semivolatile organic compounds, *Indoor Air*, **31**, 693–701.
- Krauss, M., Singer, H. et Hollender, J. (2010) LC-high resolution MS in environmental analysis : from target screening to the identification of unknowns, *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, **397**, 943–951.
- Kresmann, S., Arokia, A. H. R., Koch, C. et Sures, B. (2018) Ecotoxicological potential of the biocides terbutryn, octhilonone and methylisothiazolinone : Underestimated risk from biocidal pathways?, *Science of The Total Environment*, **625**, 900–908.
- Kümmerer, K., Dionysiou, D. D. et Fatta-Kassinos, D. (2015) Long-Term Strategies for Tackling Micropollutants, in *Advanced Treatment Technologies for Urban Wastewater Reuse* (Eds.) D. Fatta-Kassinos, D. D. Dionysiou et K. Kümmerer, Springer International Publishing, Cham, vol. 45, pp. 291–299.
- Kümmerer, K., Dionysiou, D. D., Olsson, O. et Fatta-Kassinos, D. (2019) Reducing aquatic micropollutants – Increasing the focus on input prevention and integrated emission management, *Science of The Total Environment*, **652**, 836–850.
- Laborie, S., Moreau-Guigon, E., Alliot, F., Desportes, A., Oziol, L. et Chevreuil, M. (2016) A new analytical protocol for the determination of 62 endocrine–disrupting compounds in indoor air, *Talanta*, **147**, 132–141.

- Lagarrigue, C., Brelot, E., Noury, D., Serveto, F., Van Paassen, P. et Wepierre, N. (2018) Réduction à la source des micropolluants sur le bassin Rhône-Méditerranée : stratégie, enseignements et perspectives, *Techniques Sciences Méthodes*, pp. 59–70.
- Lamprea, K., Bressy, A., Mirande-Bret, C., Caupos, E. et Gromaire, M.-C. (2018) Alkylphenol and bisphenol A contamination of urban runoff : an evaluation of the emission potentials of various construction materials and automotive supplies, *Environmental Science and Pollution Research*, **25**, 21887–21900.
- Lamprea, K., Mirande-Bret, C., Bressy, A. et Gromaire, M.-C. (2017) Evaluation du potentiel d'émission d'alkylphénols et de bisphénol A par lessivage des matériaux de construction, des pièces et des consommables automobiles, *Techniques Sciences Méthodes*, **7/8**, 71–90.
- Langer, S., Ramalho, O., Derbez, M., Ribéron, J., Kirchner, S. et Mandin, C. (2016) Indoor environmental quality in French dwellings and building characteristics, *Atmospheric Environment*, **128**, 82–91.
- Larsen, T. A., Udert, K. M. et Lienert, J. (Eds.) (2013) *Source separation and decentralization for wastewater management*, IWA Publ, London, 1. publ edn.
- Lazarova, V., Asano, T., Bahri, A. et Anderson, J. (Eds.) (2013) *Milestones in water reuse : the best success stories*, IWA Publ, London.
- Li, B.-T., Chen, Z., Wang, W.-L., Sun, Y.-X., Zhou, T.-H., Li, A., Wu, Q.-Y. et Hu, H.-Y. (2018) Adsorption of Isothiazolone Biocides in Textile Reverse Osmosis Concentrate by Powdered Activated Carbon, *Water*, **10**, 532.
- Linke, F., Olsson, O., Preusser, F., Kümmerer, K., Schnarr, L., Bork, M. et Lange, J. (2021) Sources and pathways of biocides and their transformation products in urban water infrastructure of a 2 ha urban district, preprint, Urban Hydrology/Instruments and observation techniques.
- López, A., Yusà, V., Villoldo, E., Corpas-Burgos, F. et Coscollà, C. (2021) Indoor air pesticide in dwellings of breastfeeding mothers of the valencian region (spain) : Levels, exposure and risk assessment, *Atmospheric Environment*, **248**, 118231.
- López-Pacheco, I. Y., Silva-Núñez, A., Salinas-Salazar, C., Arévalo-Gallegos, A., Lizarazo-Holguin, L. A., Barceló, D., Iqbal, H. M. N. et Parra-Saldívar, R. (2019) Anthropogenic contaminants of high concern : Existence in water resources and their adverse effects, *Science of The Total Environment*, **690**, 1068–1088.
- Lorgeoux, C., Bressy, A., Mirande-Bret, C., Varrault, G. et Tassin, B. (2013) Calibration of polymeric membranes as passive sampler for aquatic environment : laboratory calibration in optimized pilot.
- Lucattini, L., Poma, G., Covaci, A., de Boer, J., Lamoree, M. H. et Leonards, P. E. G. (2018) A review of semi-volatile organic compounds (SVOCs) in the indoor environment : occurrence in consumer products, indoor air and dust, *Chemosphere*, **201**, 466–482.
- Madrigal, J. M., Jones, R. R., Gunier, R. B., Whitehead, T. P., Reynolds, P., Metayer, C. et Ward, M. H. (2021) Residential exposure to carbamate, organophosphate, and pyrethroid insecticides in house dust and risk of childhood acute lymphoblastic leukemia, *Environmental Research*, **201**, 111501.

- Mailler, R. (2015) *Devenir des micropolluants prioritaires et émergents dans les filières conventionnelles de traitement des eaux résiduaires urbaines (files eau et boues), et au cours du traitement tertiaire par charbon actif*, thèse de doctorat, Université Paris-Est.
- Mailler, R., Gasperi, J., Coquet, Y., Buleté, A., Vulliet, E., Deshayes, S., Zedek, S., Mirande-Bret, C., Eudes, V., Bressy, A., Caupos, E., Moilleron, R., Chebbo, G. et Rocher, V. (2016) Removal of a wide range of emerging pollutants from wastewater treatment plant discharges by micro-grain activated carbon in fluidized bed as tertiary treatment at large pilot scale, *Science of The Total Environment*, **542, Part A**, 983–996.
- Mailler, R., Gasperi, J., Coquet, Y., Deshayes, S., Zedek, S., Cren-Olivé, C., Cartiser, N., Eudes, V., Bressy, A., Caupos, E., Moilleron, R., Chebbo, G. et Rocher, V. (2015) Study of a large scale powdered activated carbon pilot : Removals of a wide range of emerging and priority micropollutants from wastewater treatment plant effluents, *Water Research*, **72**, 315–330.
- Malaj, E., von der Ohe, P. C., Grote, M., Kühne, R., Mondy, C. P., Usseglio-Polatera, P., Brack, W. et Schäfer, R. B. (2014) Organic chemicals jeopardize the health of freshwater ecosystems on the continental scale, *Proceedings of the National Academy of Sciences*, **111**, 9549–9554.
- Margot, J., Magnet, A., Thonney, D., Chèvre, N., de Alencastro, F. et Rossi, L. (2011) *Traitement des micropolluants dans les eaux usées - Rapport final sur les essais pilotes à la STEP de Vidy (Lausanne)*. Ed. Ville de Lausanne, rapport, Ville de Lausanne.
- Matar, Z. (2012) *Influence de la matière organique dissoute d'origine urbaine sur la spéciation et la biodisponibilité des métaux dans les milieux récepteurs anthropisés*, thèse de doctorat, Université Paris-Est, Leesu, Créteil.
- Matar, Z., Soares Pereira, C., Chebbo, G., Uher, E., Troupel, M., Boudahmane, L., Saad, M., Gourlay-France, C., Rocher, V. et Varrault, G. (2015) Influence of effluent organic matter on copper speciation and bioavailability in rivers under strong urban pressure, *Environmental Science and Pollution Research*, **22**, 19461–19472.
- Mintel (2015) Global market research and market insight. <http://www.mintel.com>, consulté en mai 2015.
- Mohaupt, V., Völker, J., Altenburger, R., Birk, S., Kirst, I., Kühnel, D., Küster, E., Semerádová, S., Šubelj, G. et Whalley, C. (2020) Pesticides in European rivers, lakes and groundwaters - Data assessment, rapport, p. 86.
- Moilleron, R., Bergé, A., Deshayes, S., Rocher, V., Eudes, V. et Bressy, A. (2019) Importance des émissions d'origine domestique dans les réseaux d'assainissement urbains : cas des alkylphénols, phtalates et parabènes dans l'agglomération parisienne, *Techniques Sciences Méthodes*, pp. 75–88.
- Morin, C., Bressy, A., Saichi, M., Leroyer, C., Guttman, Y., Moilleron, R. et Garrigue-Antar, L. (2019) Zebrafish model to assess ecotoxicological impacts of cosmetic products preservatives : case of parabens and their substitutes.
- Muresan, B., Pernet-Coudrier, B., Cossa, D. et Varrault, G. (2011) Measurement and modeling of mercury complexation by dissolved organic matter isolates from freshwater and effluents of a major wastewater treatment plant, *Applied Geochemistry*, **26**, 2057–2063.

- Nellier, Y.-M., Perga, M.-E., Cottin, N., Fanget, P., Malet, E. et Naffrechoux, E. (2015) Mass budget in two high altitude lakes reveals their role as atmospheric PCB sinks, *Science of The Total Environment*, **511**, 203–213.
- Nihemaiti, M., Huynh, N., Mailler, R., Mèche-Ananit, P., Rocher, V., Barhdadi, R., Moilleron, R. et Le Roux, J. (2022) High-Resolution Mass Spectrometry Screening of Wastewater Effluent for Micropollutants and Their Transformation Products during Disinfection with Performic Acid, *ACS ES&T Water*.
- Nowak, M., Zawadzka, K. et Lisowska, K. (2020) Occurrence of methylisothiazolinone in water and soil samples in Poland and its biodegradation by *Phanerochaete chrysosporium*, *Chemosphere*, **254**, 126723.
- Orvos, D. R., Versteeg, D. J., Inauen, J., Capdevielle, M., Rothenstein, A. et Cunningham, V. (2002) Aquatic toxicity of triclosan, *Environmental Toxicology and Chemistry*, **21**, 1338–1349.
- Oteng-Peprah, M., Acheampong, M. A. et deVries, N. K. (2018) Greywater Characteristics, Treatment Systems, Reuse Strategies and User Perception—a Review, *Water, Air, & Soil Pollution*, **229**.
- Ougier, E., Ganzleben, C., Lecoq, P., Bessems, J., David, M., Schoeters, G., Lange, R., Meslin, M., Uhl, M., Kolossa-Gehring, M., Rousselle, C. et Vicente, J. L. (2021) Chemical prioritisation strategy in the European Human Biomonitoring Initiative (HBM4EU) - Development and results, *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, **236**, 113778.
- Païga, P., Sousa, S., Vera, J., Bitencourt, L., Vieira, J., Jorge, S., Silva, J. G., Correia, M., Domingues, V. F. et Delerue-Matos, C. (2021) Multi-residue analysis of fifty pesticides in river waters and in wastewaters, *Environmental Science and Pollution Research*, **28**, 66787–66803.
- Paijens, C. (2019) *Biocides émis par les bâtiments dans les rejets urbains de temps de pluie et transfert vers la Seine*, thèse de doctorat, Université Paris-Est, p. 251.
- Paijens, C., Bressy, A., Bethouart, F., Briand, C., Caupos, É., Frère, B., Mailler, R., Neveu, P., Rocher, V., Saad, M. et Moilleron, R. (2020a) Biocide concentrations in the dissolved and particulate fractions of urban waters in the Paris conurbation (France, 2018-2019), Pangaea database (<https://doi.pangaea.de/10.1594/PANGAEA.910472>), *LEESU, LCPP, Mairie de Paris, SIAAP*.
- Paijens, C., Bressy, A., Frère, B. et Moilleron, R. (2019) Priorisation des biocides émis par les matériaux de construction en vue de leur surveillance dans le milieu aquatique, *Techniques Sciences Méthodes*, pp. 197–219.
- Paijens, C., Bressy, A., Frère, B. et Moilleron, R. (2020b) Biocide emissions from building materials during wet weather : identification of substances, mechanism of release and transfer to the aquatic environment, *Environmental Science and Pollution Research*, **27**, 3768–3791.
- Paijens, C., Bressy, A., Frère, B., Tedoldi, D., Mailler, R., Rocher, V., Neveu, P. et Moilleron, R. (2021) Urban pathways of biocides towards surface waters during dry and wet weathers : Assessment at the Paris conurbation scale, *Journal of Hazardous Materials*, **402**, 123765.
- Paijens, C., Frère, B., Caupos, E., Moilleron, R. et Bressy, A. (2020c) Determination of 18 Biocides in Both the Dissolved and Particulate Fractions of Urban and Surface Waters by HPLC-MS/MS, *Water, Air, & Soil Pollution*, **231**, 210.

- Paijens, C., Tedoldi, D., Frère, B., Mailler, R., Rocher, V., Moilleron, R. et Bressy, A. (2022) Biocidal substances in the Seine River : contribution from urban sources in the Paris megacity, *Environmental Science : Water Research & Technology*, **8**, 2358–2372.
- Papa, M., Pedrazzani, R. et Bertanza, G. (2013) How green are environmental technologies? A new approach for a global evaluation : The case of WWTP effluents ozonation, *Water Research*, **47**, 3679–3687.
- Pernet-Coudrier, B., Varrault, G., Saad, M., Croue, J., Dignac, M. F. et Mouchel, J. M. (2011) Characterisation of dissolved organic matter in Parisian urban aquatic systems : predominance of hydrophilic and proteinaceous structures, *Biogeochemistry*, **106**, 89–106.
- Persson, L., Carney Almroth, B. M., Collins, C. D., Cornell, S., de Wit, C. A., Diamond, M. L., Fantke, P., Hassellöv, M., MacLeod, M., Ryberg, M. W., Sjøgaard Jørgensen, P., Villarrubia-Gómez, P., Wang, Z. et Hauschild, M. Z. (2022) Outside the Safe Operating Space of the Planetary Boundary for Novel Entities, *Environmental Science & Technology*, **56**, 1510–1521.
- Pesqueira, J. F. J. R., Pereira, M. F. R. et Silva, A. M. T. (2020) Environmental impact assessment of advanced urban wastewater treatment technologies for the removal of priority substances and contaminants of emerging concern : A review, *Journal of Cleaner Production*, **261**, 121078.
- Picot-Groz, M., Fenet, H., Martinez Bueno, M. J., Rosain, D. et Gomez, E. (2018) Diurnal variations in personal care products in seawater and mussels at three Mediterranean coastal sites, *Environmental Science and Pollution Research*, **25**, 9051–9059.
- Pinasseau, L., Wiest, L., Volatier, L., Mermillod-Blondin, F. et Vulliet, E. (2020) Emerging polar pollutants in groundwater : Potential impact of urban stormwater infiltration practices, *Environmental Pollution*, **266**, 115387.
- Pistocchi, A., Andersen, H. R., Bertanza, G., Brander, A., Choubert, J. M., Cimbritz, M., Drewes, J. E., Koehler, C., Krampe, J., Launay, M., Nielsen, P. H., Obermaier, N., Stanev, S. et Thornberg, D. (2022) Treatment of micropollutants in wastewater : Balancing effectiveness, costs and implications, *Science of The Total Environment*, **850**, 157593.
- Pouzol, T., Lévi, Y. et Bertrand-Krajewski, J.-L. (2020) Modelling daily and hourly loads of pharmaceuticals in urban wastewater, *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, **229**.
- Richardson, S. D. et Kimura, S. Y. (2017) Emerging environmental contaminants : Challenges facing our next generation and potential engineering solutions, *Environmental Technology & Innovation*, **8**, 40–56.
- Richardson, S. D. et Ternes, T. A. (2018) Water Analysis : Emerging Contaminants and Current Issues, *Analytical Chemistry*, **90**, 398–428.
- Risch, E., Jaumaux, L., Maesele, C. et Choubert, J.-M. (2022) Comparative Life Cycle Assessment of two advanced treatment steps for wastewater micropollutants : How to determine whole-system environmental benefits?, *Science of The Total Environment*, **805**, 150300.

- Rockström, J., Steffen, W., Noone, K., Persson, Å., Chapin, F. S. I., Lambin, E., Lenton, T. M., Scheffer, M., Folke, C., Schellnhuber, H. J., Nykvist, B., de Wit, C. A., Hughes, T., van der Leeuw, S., Rodhe, H., Sörlin, S., Snyder, P. K., Costanza, R., Svedin, U., Falkenmark, M., Karlberg, L., Corell, R. W., Fabry, V. J., Hansen, J., Walker, B., Liverman, D., Richardson, K., Crutzen, P. et Foley, J. (2009) Planetary Boundaries : Exploring the Safe Operating Space for Humanity, *Ecology and Society*, **14**, art32.
- Roguet, A. (2015) *Caractérisation des pressions anthropiques et environnementales influençant le compartiment bactérien dans les lacs peu profonds*, thèse de doctorat, Université Paris-Est, Leesu.
- Roguet, A., Laigle, G. S., Therial, C., Bressy, A., Soullignac, F., Catherine, A., Lacroix, G., Jardillier, L., Bonhomme, C., Lerch, T. Z. et Lucas, F. c. S. (2015) Neutral community model explains the bacterial community assembly in freshwater lakes, *FEMS Microbiology Ecology*, **91**, fiv125.
- Roguet, A., Therial, C., Catherine, A., Bressy, A., Varrault, G., Bouhdamane, L., Tran, V., Lemaire, B. J., Vincon-Leite, B., Saad, M., Moulin, L. et Lucas, F. S. (2018) Importance of Local and Regional Scales in Shaping Mycobacterial Abundance in Freshwater Lakes, *Microbial Ecology*, **75**, 834–846.
- Sage, J. (2016) *Concevoir et optimiser la gestion hydrologique du ruissellement pour une maîtrise à la source de la contamination des eaux pluviales urbaines*, thèse de doctorat, Université Paris-Est.
- Saillefait, A.-M., Ndiaye, D. et Sabaté, J.-P. (2015) Pyrethroids : exposure and health effects— an update, *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, **218**, 281–292.
- Salthammer, T. (2020) Emerging indoor pollutants, *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, **224**, 113423.
- Santos, L. H., Araújo, A., Fachini, A., Pena, A., Delerue-Matos, C. et Montenegro, M. (2010) Ecotoxicological aspects related to the presence of pharmaceuticals in the aquatic environment, *Journal of Hazardous Materials*, **175**, 45–95.
- Saujot, M., Le Gallic, T. et Waisman, H. (2020) Lifestyle changes in mitigation pathways : policy and scientific insights, *Environmental Research Letters*, **16**, 015005.
- SCCS (2010) Opinion on triclosan (antimicrobial resistance), rapport, SCCS (Scientific Committee on Consumer Safety), European Union.
- Schymanski, E. L., Singer, H. P., Slobodnik, J., Ipolyi, I. M., Oswald, P., Krauss, M., Schulze, T., Haglund, P., Letzel, T., Grosse, S., Thomaidis, N. S., Bletsou, A., Zwiener, C., Ibáñez, M., Portolés, T., de Boer, R., Reid, M. J., Onghena, M., Kunkel, U., Schulz, W., Guillon, A., Noyon, N., Leroy, G., Bados, P., Bogianni, S., Stipaničev, D., Rostkowski, P. et Hollender, J. (2015) Non-target screening with high-resolution mass spectrometry : critical review using a collaborative trial on water analysis, *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, **407**, 6237–6255.
- Shin, H.-M., Moschet, C., Young, T. M. et Bennett, D. H. (2020) Measured concentrations of consumer product chemicals in California house dust : Implications for sources, exposure, and toxicity potential, *Indoor Air*, **30**, 60–75.

- Soares-Pereira, C. (2016) *Influence de la matière organique dissoute d'origine urbaine sur la spéciation des micropolluants : de la station d'épuration au milieu récepteur*, thèse de doctorat, Université Paris-Est, Leesu, Paris.
- Sonne, C., Dietz, R., Jenssen, B. M., Lam, S. S. et Letcher, R. J. (2021) Emerging contaminants and biological effects in Arctic wildlife, *Trends in Ecology & Evolution*, **36**, 421–429.
- Soyer, M., Deroubaix, J.-F., de Gouvello, B., Carré, C. et Rivolet, K. (2018) Le processus d'alerte sur les micropolluants issus des produits de consommation : de la création de l'alerte à sa diffusion. Livrable 3 du projet Cosmet'eau., rapport, p. 220.
- Tabuchi, J.-P. (2008) L'assainissement de l'agglomération parisienne, *Agence de l'Eau Seine-Normandie*.
- Tauchnitz, N., Kurzius, F., Rupp, H., Schmidt, G., Hauser, B., Schrödter, M. et Meissner, R. (2020) Assessment of pesticide inputs into surface waters by agricultural and urban sources - A case study in the Querne/Weida catchment, central Germany, *Environmental Pollution*, **267**, 115186.
- Tedoldi, D. (2017) *Mesure et modélisation de la contamination du sol dans les ouvrages de gestion à la source du ruissellement urbain*, thèse de doctorat, Université Paris-Est.
- Tedoldi, D., Chebbo, G., Pierlot, D., Kovacs, Y. et Gromaire, M.-C. (2017) Assessment of metal and PAH profiles in SUDS soil based on an improved experimental procedure, *Journal of Environmental Management*, **202**, 151 – 166.
- Thiebault, T., Fougère, L., Destandau, E., Réty, M. et Jacob, J. (2019) Impact of meteorological and social events on human-excreted contaminant loads in raw wastewater : From daily to weekly dynamics, *Chemosphere*, **230**, 107–116.
- Tusseau-Vuillemin, M.-H., Gourlay, C., Lorgeoux, C., Mouchel, J.-M., Buzier, R., Gilbin, R., Seidel, J.-L. et Elbaz-Poulichet, F. (2007) Dissolved and bioavailable contaminants in the Seine river basin, *Science of The Total Environment*, **375**, 244–256.
- Uher, E., Ansanay-Alex, S., Basseres, A., Bressy, A., Cachot, J., Cailleaud, K., Compere, C., Geneste, N., Gonzales, J.-L., Huriel, C., Lesage, N., Lomenech, C., Marmier, N., Mirande-Bret, C., Parlanti, E., Soulier, C., Tapie, N., Varrault, G. et Budzinski, H. (2013) Validation des capteurs passifs comme échantillonneur de substances prioritaires : montrer la capacité des capteurs passifs à quantifier une substance dans le milieu récepteur - application en mésocosmes, site industriel et milieu naturel. Livrable D 7.2 du projet ANR Emestox, rapport, p. 57.
- Union européenne (2000) Directive 2000/60/CE du Parlement européen et du Conseil du 23 octobre 2000 établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau.
- Union Européenne (2000) Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy.
- United Nations (2019) Global Chemicals Outlook II From Legacies to Innovative Solutions : Implementing the 2030 Agenda for Sustainable Development, rapport.

- Van Maele-Fabry, G., Gamet-Payraastre, L. et Lison, D. (2019) Household exposure to pesticides and risk of leukemia in children and adolescents : Updated systematic review and meta-analysis, *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, **222**, 49–67.
- Vermeulen, R., Schymanski, E. L., Barabási, A.-L. et Miller, G. W. (2020) The exposome and health : Where chemistry meets biology, *Science*, **367**, 392–396.
- Waldman, P., Bressy, A., Bonnaud, B., Marconi, A., Paulic, L., Rocher, V., Gomez, E. et Moilleron, R. (2016) Paraben substitution in personal care products : impacts on the contamination and ecotoxicity of wastewater, Créteil, France.
- Wang, A., Mahai, G., Wan, Y., Jiang, Y., Meng, Q., Xia, W., He, Z. et Xu, S. (2019) Neonicotinoids and carbendazim in indoor dust from three cities in China : Spatial and temporal variations, *Science of The Total Environment*, **695**, 133790.
- Wei, W., Boumier, J., Wyart, G., Ramalho, O. et Mandin, C. (2016) Cleaning practices and cleaning products in nurseries and schools : to what extent can they impact indoor air quality?, *Indoor Air*, **26**, 517–525.
- Wicke, D., Matzinger, A., Sonnenberg, H., Caradot, N., Schubert, R.-L., Dick, R., Heinzmann, B., Dünnbier, U., von Seggern, D. et Rouault, P. (2021) Micropollutants in Urban Stormwater Runoff of Different Land Uses, *Water*, **13**, 1312.
- Wieck, S., Olsson, O. et Kümmerer, K. (2016) Possible underestimations of risks for the environment due to unregulated emissions of biocides from households to wastewater, *Environment International*, **94**, 695–705.
- Wieck, S., Olsson, O. et Kümmerer, K. (2018) Consumers' perceptions of biocidal products in households, *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, **221**, 260–268.
- Wintz, M., Christen, G., Strub, J., Bork, M. et Lange, J. (2022) Catalogue de mesures pour une ville sans biocides. Projet Navegbo, Albert-Ludwigs-Universität Freiburg.
- Wittmer, I. K., Scheidegger, R., Bader, H.-P., Singer, H. et Stamm, C. (2011) Loss rates of urban biocides can exceed those of agricultural pesticides, *Science of The Total Environment*, **409**, 920–932.
- Woodrow, J., Gibson, K. et Seiber, J. (2019) Pesticides and related toxicants in the atmosphere, *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, **247**, 147–196.
- Yang, J., Ching, Y. C., Kadokami, K., Ching, K. Y., Xu, S., Hu, G. et Wang, J. (2022) Distribution and health risks of organic micropollutants from home dusts in Malaysia, *Chemosphere*, **309**, 136600.
- Zagklis, D. P. et Bampos, G. (2022) Tertiary Wastewater Treatment Technologies : A Review of Technical, Economic, and Life Cycle Aspects, *Processes*, **10**, 2304.
- Zare Jeddi, M., Hopf, N. B., Louro, H., Viegas, S., Galea, K. S., Pasanen-Kase, R., Santonen, T., Mustieles, V., Fernandez, M. F., Verhagen, H., Bopp, S. K., Antignac, J. P., David, A., Mol, H., Barouki, R., Audouze, K., Duca, R.-C., Fantke, P., Scheepers, P., Ghosh, M., Van Nieuwenhuysse, A., Lobo Vicente, J., Trier, X., Rambaud, L., Fillol, C., Denys, S., Conrad, A., Kolossa-Gehring, M., Paini, A., Arnot, J., Schulze, F., Jones, K., Sepai, O., Ali, I., Brennan,

BIBLIOGRAPHIE

- L., Benfenati, E., Cubadda, F., Mantovani, A., Bartonova, A., Connolly, A., Slobodnik, J., Bruinen de Bruin, Y., van Klaveren, J., Palmen, N., Dirven, H., Husøy, T., Thomsen, C., Virgolino, A., Rössli, M., Gant, T., von Goetz, N. et Bessems, J. (2022) Developing human biomonitoring as a 21st century toolbox within the european exposure science strategy 2020-2030, *Environment International*, **168**, 107476.
- Zedek, S. (2016) *Dynamique de polluants émergents (parabènes, triclosan et triclocarban) dans le continuum eaux grises - milieu récepteur*, thèse de doctorat, Université Paris-Est.

4 Production scientifique

Mes activités de recherche ont notamment été valorisées par **20 publications dans des revues internationales** à comité de lecture, **dix publications dans des revues nationales** à comité de lecture, **deux chapitres** dans des ouvrages scientifiques et **trois bases de données**. J'essaie de valoriser mes résultats de recherche auprès des professionnels du domaine de l'eau et de l'assainissement en publiant dans la revue *Techniques, Sciences et Méthodes*, en présentant mes travaux aux colloques de l'ASTEE et en ayant participé à un ouvrage destiné aux opérationnels et co-rédigé avec eux (Briand *et al.*, 2018).

Les paragraphes suivants listent mes différentes productions scientifiques tandis que le tableau 4.1 les résume en distinguant la valorisation de ma thèse de ma production ultérieure.

Table 4.1 – Synthèse de mes productions scientifiques

Type	Thèse	Post-thèse	Total
Publications dans revue internationale à comité de lecture (PI)	5	15	20
Publications dans revue française à comité de lecture (PN)	3	7	10
Chapitre d'ouvrage scientifique (O)	1	1	2
Ouvrage de vulgarisation (OV)		1	1
Invitation en séminaire (Inv)		3	3
Communication avec actes en congrès international (ActI)	3	8	11
Communication orale dans un congrès international (ComI)	3	16	19
Communication avec actes dans un congrès national (ActN)	1	2	3
Communication orale dans un congrès national (ComN)	2	22	24
Communication par affiche en congrès international (AffI)	1	18	19
Communication par affiche dans un congrès national (AffN)		7	7
Rapport de recherche (R)	1	12	13
Base de données (BD)		3	3

4.1 Publications dans des revues internationales à comité de lecture

- PI 1 **Bressy A.**, Gromaire M.-C., Lorgeoux C., Chebbo G. (2011). Alkylphenols in atmospheric deposition and urban runoff. *Water Science and Technology*, **Vol 63, No 4, 671-679**.
- PI 2 Gromaire M.-C., Robert-Sainte P., **Bressy A.**, Saad M., De Gouvello B., Chebbo G. (2011) Zn and Pb emissions from roofing materials - Modelling and mass balance attempt at the scale of a small urban catchment. *Water Science and Technology*, **Vol 63, No 11, 2590-2597**.

- PI 3 Gourlay-Francé C., **Bressy A.**, Uher E., Lorgeoux C. (2011). Labile, dissolved and particulate PAHs and trace metals in wastewater : passive sampling, occurrence, partitioning in treatment plants. *Water Science and Technology*, **Vol 63, No 7, 1327-1333**.
- PI 4 **Bressy A.**, Gromaire M.-C., Lorgeoux C., Saad M., Leroy F., Chebbo G. (2012). Towards the determination of an optimal scale for stormwater quality management : Micropollutants in a small residential catchment. *Water Research*, **Vol 46, 6799-6810**.
- PI 5 **Bressy A.**, Gromaire M.-C., Lorgeoux C., Saad M., Leroy F., Chebbo G. (2014). Efficiency of source control systems for reducing runoff pollutant loads : Feedback on experimental catchments within Paris conurbation. *Water Research* **Vol 57, 234-246**.
- PI 6 Gasperi J., Geara D., Lorgeoux C., **Bressy A.**, Zedek S., Rocher V., El Samrani A., Chebbo G., Moilleron R. (2014). First assessment of triclosan, triclocarban and paraben mass loads at a very large regional scale : Case of Paris conurbation (France). *Science of the Total Environment*, **Vol 493, 854-861**.
- PI 7 Mailler R., Gasperi J., Coquet Y., Deshayes S., Zedek S., Cren-Olivé C., Cartiser N., Eudes V., **Bressy A.**, Caupos E., Moilleron R., Chebbo G., Rocher V. (2015). Study of a large scale powdered activated carbon pilot : removals of a wide range of emerging and priority micropollutants from wastewater treatment plant effluents. *Water Research*, **Vol 72, 315-330**.
- PI 8 Roguet A., Laigle G., Thériat C., **Bressy A.**, Soullignac F., Catherine A., Lacroix G., Jardillier L., Bonhomme C., Lerch T., Lucas F. (2015). Neutral community model explains the bacterial community assembly in freshwater lakes. *FEMS Microbiology Ecology*, **Vol 91, N°11**, DOI :10.1093/femsec/fiv125.
- PI 9 Mailler R., Gasperi J., Coquet Y., Deshayes S., Zedek S., Cren-Olivé C., Cartiser N., Eudes V., **Bressy A.**, Caupos E., Moilleron R., Chebbo G., Rocher V. (2016). Removal of a wide range of emerging pollutants from wastewater treatment plant discharges by micro-grain activated carbon in fluidized bed as tertiary treatment at large pilot scale *Sciences of the Total Environment*, **Vol 542 part A, 983-996**, DOI :10.1016/j.scitotenv.2015.10.153.
- PI 10 Mailler R., Gasperi J., Coquet Y., Soares-Derome C., Bulete A., Vulliet E., **Bressy A.**, Varrault G., Chebbo G., Rocher V. (2016). Removal of emerging micropollutants from wastewater by activated carbon adsorption : experimental study of different activated carbons and factors influencing the adsorption of micropollutants in wastewater *Journal of Environmental Chemical Engineering*, **Vol 72, 315-330**, DOI :10.1016/j.watres.2014.10.047.
- PI 11 **Bressy A.**, Carré, C., Caupos, É., de Gouvello, B., Deroubaix, J.-F., Deutsch, J.-C., Mailler, R., Marconi, A., Neveu, P., Paulic, L., Pichon, S., Rocher, V., Severin, I., Soyer, M., Moilleron, R. (2016). Cosmet'eau - Changes in the personal care product consumption practices : from whistle-blowers to impacts on aquatic environments. *Environmental Science and Pollution Research*, **Vol. 23, 13581-13584**, DOI :10.1007/s11356-016-6794-y.
- PI 12 Roguet A., Thériat C., Catherine A., **Bressy A.**, Varrault G., Bouhdamane L., Tran V., Lemaire B. J., Vincon-Leite B., Saad M., Moulin L. Lucas F.S. (2018). Importance of Local and Regional Scales in Shaping Mycobacterial Abundance in Freshwater Lakes. *Microbial Ecology* **75 :834-846**, DOI : 10.1007/s00248-017-1088-6.
- PI 13 Lamprea K., Mirande-Bret C., **Bressy A.**, Caupos E., Gromaire M.C. (2018). Alkylphenol and bisphenol A contamination of urban runoff : an evaluation of the emission potentials of various construction materials and automotive supplies. *Environmental Science and Pollution Research*, **Vol. 25, Issue 22, 21887-21900**, DOI : 10.1007/s11356-018-2272-z.
- PI 14 Paijens C., **Bressy A.**, Frere B., Moilleron R. (2020). Biocide emissions from building materials during wet weather : identification of substances, mechanism of release and transfer to the aquatic environment. *Environmental Science and Pollution Research*, **Vol. 27, Issue 4, 3768-3791**, DOI : 10.1007/s11356-019-06608-7.

- PI 15 Guillosoou R., Le Roux J., Mailler R., Soares-Derome C., Varrault G., **Bressy A.**, Vulliet E., Morlay C., Nauleau F., Rocher V., Gasperi J. (2020). Influence of dissolved organic matter on the removal of 12 organic micropollutants from wastewater effluent by powdered activated carbon adsorption. *Water Research*, **Vol.172**, **115487**, DOI : 10.1016/j.watres.2020.115487.
- PI 16 Paijens C. , Caupos E., Frere B., Moilleron R., **Bressy A.** (2020). Determination of 18 biocides in both the dissolved and particulate fractions of urban and surface waters by HPLC-MS/MS *Water, Air, & Soil Pollution*. **Vol. 231, Issue 5, 210**, DOI : 10.1007/s11270-020-04546-6.
- PI 17 Dulio V., Koschorreck J., van Bavel B.,[...] **Bressy A.**, et al. (2020). The NORMAN Association and the European Partnership for Chemicals Risk Assessment (PARC) : let's cooperate! *Environmental Sciences Europe*, **32 :100**. DOI : 10.1186/s12302-020-00375-w
- PI 18 Paijens C. , **Bressy A.**, Frere B., Tedoldi D., Mailler R., Rocher V., Neveu P., Moilleron R. (2021). Urban pathways of biocides towards surface waters during dry and wet weathers : assessment at the Paris conurbation scale. *Journal of Hazardous Materials*, **Vol. 402, 123765**, DOI : 10.1016/j.jhazmat.2020.123765.
- PI 19 Huynh N., Caupos E., Soares Pereira C., Le Roux J., **Bressy A.**, Moilleron R. (2021). Evaluation of Sample Preparation Methods for Non-Target Screening of Organic Micropollutants in Urban Waters Using High-Resolution Mass Spectrometry. *Molecules*, **26, 7604**, DOI : 10.3390/molecules26237064.
- PI 20 Paijens C., Frere B., Tedoldi D., Mailler R., Rocher V., Moilleron R., **Bressy A.** (2022). Biocidal substances in the Seine River : Contribution from urban sources in the Paris megacity. *Environmental Science : Water Research & Technology*, **Vol 8, Issue 10, 2358-2372**, DOI :10.1039/d2ew00253a.

4.2 Publications dans des revues françaises à comité de lecture

- PN 1 **Bressy A.**, Gromaire M.-C., Robert-Sainte P., Saad M., Chebbo G. (2009). Incidence de divers modes de gestion à l'amont des eaux pluviales sur les flux hydrauliques et la contamination métallique. *Techniques Sciences et Méthodes*, **Issue 7/8, 78-86**.
- PN 2 **Bressy A.**, Gromaire M.-C., Lorgeoux C., Saad M., Leroy F., Chebbo G. (2011). Contamination des eaux pluviales d'un bassin versant résidentiel dense amont. *Techniques Sciences et Méthodes*, **Issue 4, 37-49**.
- PN 3 **Bressy A.**, Gromaire M.-C., Lorgeoux C., Saad M., Leroy F., Chebbo G. (2011). Incidence des modes alternatifs de gestion des eaux pluviales. *Techniques Sciences et Méthodes*, **Issue 4, 28-36**.
- PN 4 Rocher V., Mailler R., Gasperi J., Coquet Y., Nauleau F., Rousselot O., Azimi S., Deshayes S., Zedek S., Eudes V., **Bressy A.**, Caupos E., Moilleron R., Chebbo G. (2016). Élimination des polluants émergents dans les rejets de STEP. Partie 1 : étude du procédé CarboPlus® à l'échelle du prototype. *Techniques Sciences et Méthodes*, **Issue 3, 12-27**, DOI :10.1051/tsm/201603012.
- PN 5 Mailler R., Gasperi J., Coquet Y., Soares-Pereira C., Bulete A., Vulliet E., **Bressy A.**, Varrault G., Chebbo G., Rocher V. (2016). Élimination des polluants émergents dans les rejets de STEP. Partie 2 : Étude expérimentale des processus de sorption sur le charbon actif. *Techniques Sciences et Méthodes*, **Issue 3, 28-40**, DOI :10.1051/tsm/ 201603028.
- PN 6 Lamprea K., Mirande-Bret C., **Bressy A.**, Caupos E., Gromaire M.C. (2017). Évaluation du potentiel d'émission d'alkylphénols et de bisphénol A par lessivage des matériaux de construction, des pièces et des consommables automobiles. *Techniques Sciences et Méthodes*, **Issue 7-8, 71-90**, DOI : 10.1051/tsm/201778071.

- PN 7 Moilleron R., Bergé A., Deshayes S., Rocher V., Eudes V., **Bressy A.** (2019). Importance des émissions d'origine domestique dans les réseaux d'assainissement urbains : cas des alkylphénols, phtalates et parabènes dans l'agglomération parisienne. *Techniques Sciences et Méthodes*, **Issue 5**, 75-88, DOI : 10.1051/tsm/2019050757.
- PN 8 Paijens C., **Bressy A.**, Frère B., Moilleron R. (2019). Priorisation des biocides émis par les matériaux de construction en vue de leur surveillance dans le milieu aquatique. *Techniques Sciences et Méthodes*, **Issue 12**, 197-219, DOI : 10.36904/tsm/201912197.
- PN 9 Moilleron R., Morin C., Paulic L., Marconi A., Rocher V., Mailler R., **Bressy A.**, Garrigue-Antar L. (2019). Caractérisation du potentiel toxique des eaux urbaines par bioessais - cas de l'agglomération parisienne. *Techniques Sciences et Méthodes*, **Issue 12**, 175-194, DOI : 10.36904/tsm/201912175.
- PN 10 **Bressy A.**, Paijens C., Tedoldi D., Frere B., Mailler R., Rocher V., Moilleron R. (2021). Des sources urbaines à la Seine : transfert de biocides à l'échelle de l'agglomération parisienne, *Techniques Sciences et Méthodes*, **Issue 12**, 47-91, DOI : 10.36904/tsm/202112047.

4.3 Publications dans des ouvrages scientifiques

- O 1 **Bressy A.**, Lacour C. (2009). Évolution des outils de gestion des eaux pluviales : vers une gestion en continu et intégrée à l'urbanisme pour atteindre les objectifs réglementaires de qualité. In F. De Coninck & J.-F. Deroubaix (eds.) *Ville éphémère - Ville durable*, Éditions l'œil d'or, p. 89-110. ISBN : 978-2913661295
- O 2 Varrault G., Parlanti E., Garnier J., Derenne S., Benedetti M. F., **Bressy A.**, Gelabert A., Matar Z., Louis Y., Muresan B., Soares-Pereira D., Nguyen P.T., Goffin A., Cordier M.-A., Guo Y. (2019). Chapter 14. Aquatic organic matter in the Seine basin : sources, spatio-temporal variability, urban discharges impact and influence onto micropollutants speciation. In *Nicolas Flipo, Pierre Labadie, and Laurence Lestel (eds.), The Seine River Basin*, Springer, 26 p., DOI 10.1007/698_2019_383

4.4 Publications dans des ouvrages de vulgarisation

- OV 1 Briand C., **Bressy A.**, et al. (2018). Que sait-on des micropolluants dans les eaux urbaines ? Éditions Arceau-IdF, 112 p., ISBN 978-2-490463-01-5

4.5 Invitations en séminaire

- Inv 1 **Bressy A.** (2013). L'état de l'art des technologies de détection des micropolluants. *Journées Franciliennes de l'Innovation sur la Gestion de l'Eau*, 6 juin 2013, Paris.
- Inv 2 **Bressy A.** (2019). Changements de pratiques dans les produits cosmétiques : des lanceurs d'alerte aux impacts sur le milieu aquatique. *Séminaire invité au Laboratoire METIS*, 26 juin 2019, Paris, France.
- Inv 3 **Bressy A.** (2022). Les substances biocides dans la sphère domestique : émissions, risques et solutions de réduction. *Webinaire du Laboratoire LSCE dans le cadre du projet ANR EGOUT*, 10 mai 2022.

4.6 Communications orales avec actes dans un congrès international (orateur.rice en italique)

- Act1 1 *Gourlay-Francé C., Bressy A., Guerdin M., Lorgeoux C., Uher E., Tusseau-Vuillemin M.-H. (2009). Labile, dissolved and particulate PAHs and trace metals in wastewater : measurement with passive sampling techniques, occurrence and partitioning in treatment plants. *International Conference on Xenobiotics in the Urban Water Cycle (Xenowac)*, Paphos, Cyprus.*
- Act1 2 *Bressy A., Gromaire M.C., Lorgeoux C., Seira J., Chebbo G. (2010). Detention of urban runoff in a park - Effects on organic micropollutants. *7th International Conference Novatech*, Lyon, France.*
- Act1 3 *Gromaire M.C., Robert-Sainte P., Bressy A., Saad M., De Gouvello B., Chebbo G. (2010). Zn and Pb emissions from roofing materials - modelling and mass balance attempt at the scale of a small urban catchment. *7th International Conference Novatech*, Lyon, France. pp. 2590-2597. doi :10.2166/wst.2011.160*
- Act1 4 *Soares-Derome C., Bressy A., Varrault G. (2013). Characterization of organic matter in aquatic systems under strong urban pressure : Sources, physico-chemical properties and interactions with organic pollutants. *World Wide Workshop for Young Environmental Scientists (WWW-YES)*, pp.12, Jun 2013, Arcueil, France. <https://hal-enpc.archives-ouvertes.fr/hal-01083314>*
- Act1 5 *Gromaire M.C., Bak A., Branchu P., Bressy A., Bruzzone S., Budzinski H., Caupos E., De Gouvello B., Deroubaix J.F., Deshayes S., Dubois P., Erlichman K., Flanagan K., Gasperi J., Georgel P., Kanso T., Labadie L., Meffray L., Moilleron R., Neaud C., Neveu P., Paupardin J., Ramier D., Ratovelomanana T., Saad M., Seidl M., Thomas E., Viau J.Y. (2016). Evaluating innovative solutions for the source control of micropollutants associated with road and parking lot runoff. *9th International Conference Novatech*, Lyon, France, juin 2016.*
- Act1 6 *Bonnaud, B., Zedek, S., Caupos, É., Moilleron, R., Bressy, A. (2016). River contamination by biocides : passive sampling development and application to Paris conurbation. *Energy and Environment Knowledge Week Congress (E2KW)* October 28th-29th 2016, Créteil, France.*
- Act1 7 *Waldman, P., Bressy, A., Bonnaud, B., Marconi, A., Paulic, L., Rocher, V., Gomez, E., Moilleron, R., (2016). Paraben substitution in personal care products : impacts on the contamination and ecotoxicity of wastewater. *Energy and Environment Knowledge Week Congress (E2KW)* October 28th-29th 2016, Créteil, France*
- Act1 8 *Pajjens C., Bressy, A., Frère B., Caupos E., Moilleron R. (2018) Detection of biocides at trace level in diverse water samples by UPLC-MS/MS. *32nd International Symposium on Chromatography (ISC)*, Cannes-Mandelieu, September 23-27.*
- Act1 9 *Bressy A., Martinache P., Pajjens C., Tedoldi D., Bonnaud B., Moilleron R. (2022). Isothiazolinones : from their domestic uses to their release into the environment. *12th Micropol and Ecohazard Conference*, 6th - 10th June 2022, Santiago de Compostela, Spain.*
- Act1 10 *Martinache P., Bonnaud B., Moilleron R., Bressy A. (2022). Indoor dust contamination by biocides in French dwellings. *Indoor Air 2022 the 17th International Conference of the International Society of Indoor Air Quality & Climate*, 12th - 16th June 2022, Kuopio, Finland.*
- Act1 11 *Gobert J., Deroubaix J.-F., Arbarotti A., Serrano L., Martinache P., Moilleron R., Bressy A. (2023). Tuer le vivant indésirable : penser la circulation des biocides dans les espaces quotidiens et urbains pour mieux penser les politiques publiques. *24èmes Rencontres Internationales en Urbanisme de l'APERAU*, 06-09 Juin 2023, Lausanne, Suisse.*

4.7 Communications orales sans actes dans un congrès international (orateur.rice en italique)

- Coml 1 *Gourlay-Francé C., Bressy A., Buzier R., Guerdin M., Kuhn E., Lorgeoux C., Tusseau-Vuillemin M.-H. (2007). Labile, Dissolved and Particulate PAHs and Trace Metals in Wastewater : Occurrence and Removal in Treatment Plants. 8th European Meeting on Environmental Chemistry, Inverness, Scotland.*
- Coml 2 *Bressy A., Gromaire M.C., Chebbo G. (2011). Behaviour of flooding source control systems for frequent rain events : effect on pollutant loads. 12th International Conference on Urban Drainage, Porto Alegre, Brazil.*
- Coml 3 *Bressy A., Lorgeoux C., Mirande-Bret C., Cailleaud K., Lemenach K., Lesage N., Soulier C., Basseres A., Budzinski H., Varrault G. (2013). Ability of polymeric membranes to take into account pollution peaks : Exposure to continuous and discontinuous PAH pollution in pilot river. 6th International Passive Sampling Workshop and Symposium (IPSW), Bordeaux, France.*
- Coml 4 *Bressy A., Boutin G., Bonhomme C. (2014). How to continuously monitor PAHs in urban stormwater using *in situ* UV-fluorescence technology? 13th International Conference on Urban Drainage (ICUD), Borneo, Malaisie.*
- Coml 5 *Bressy A., Lorgeoux C., Mirande-Bret C., Cailleaud K., Lemenach K., Lesage N., Soulier C., Basseres A., Budzinski H., Varrault G. (2014). Measurement of labile fraction of PAHs with polymeric membranes in case of chronic or accidental pollution in rivers in France. 24th annual meeting of SETAC Europe, Basel, Switzerland.*
- Coml 6 *Soares-Pereira C., Mailler R., Bressy A., Caupos E., Boudahmane L., Saad M., Gasperi J., Rocher V., Varrault G. (2014). Effect of effluent organic matter on micropollutants sorption onto activated carbon. 7th International Conference on Environmental Science and Technology, Houston, Texas, USA.*
- Coml 7 *Mailler R., Gasperi J., Coquet Y., Cren-Olivé C., Cartiser N., Zedek S., Deshayes S., Bressy A., Caupos E., Moilleron R., Chebbo G., Rocher V. (2014). Removal of emerging micropollutants from WWTP discharges : Is activated carbon adsorption suitable for wastewater application? 7th International Conference on Environmental Science and Technology, Houston, Texas, USA.*
- Coml 8 *Mailler R., Gasperi J., Coquet Y., Deshayes S., Zedek S., Buleté A., Vulliet E., Eudes V., Bressy A., Caupos E., Moilleron R., Chebbo G., Rocher V. (2015). Removal of emerging micropollutants from wastewater discharges by powdered and micro-grain activated carbons - Case study of the CarboPlus® project. SETAC Europe 25th Annual Meeting, 3-7 May 2015, Barcelona, Spain.*
- Coml 9 *Khac Tran V., Bressy A., Lucas F.S., Roguet A., Varrault G., Lemaire B.J., Soullignac F., Catherine A., Bernard C., Jardillier L., Lacroix G., Maloufi S., Vinçon-Leite B. (2015). Ecological and chemical status of peri-urban lakes in the Ile-de-France region : data collection and indicator definition. 9th Symposium for European Freshwater Sciences , July 5-10 2015, Geneva, Switzerland.*
- Coml 10 *Mitroi V., Vinçon-Leite B., Deroubaix J.-F., Lemaire B.J., Soullignac F., Bressy A., Lucas F., Lacroix G., Bernard C., Catherine A., Humbert J.-F. (2015) Environmental quality of the Île-de-France urban lakes, Co-construction of quality indicators as a science policy interface, 9th Symposium for European Freshwater Sciences, Geneva, 5-10 July 2015.*
- Coml 11 *Carré C. et Bressy A. (2015). Water invisible new pollutions : micropollutants, cosmetics. Water Act, reaching a consensus through awareness symposium, November 19-21 2015, Paris, France.*
- Coml 12 *Zedek S., Bressy A., Deshayes S., Eudes V., Caupos É., Moilleron R. (2016). Triclosan, triclocarban and parabens in greywater : identification of their sources. SETAC Europe 26th Annual Meeting, 22-26 May 2016, Nantes, France.*

- Coml 13 Varrault G., Soares-Pereira C., **Bressy A.** (2017). Effect of effluent dissolved organic matter on trace metals sorption by mineral particles in aquatic systems under strong urban pressure. *16th International Conference on Chemistry and the Environment (ICCE)*, 18 - 22 June 2017, Oslo, Norway.
- Coml 14 Moilleron R., **Bressy A.** (2017). Source reduction of personal care products in the urban water cycle of Paris conurbation : the Cosmet'eau project. *1st French Colombian conference*, 30 novembre - 1^{er} décembre, INSA Lyon. [conférence invitée]
- Coml 15 **Bressy A.**, Bergé A., Deshayes S., Rocher V., Eudes V., Moilleron R. (2019). Importance of domestic releases in urban sewer networks : case of alkylphenols, phthalates and parabens in the Paris agglomeration. *17th International Conference on Chemistry and the Environment (ICCE)*, 16 - 20 June 2019, Thessaloniki, Greece.
- Coml 16 Pajjens C., **Bressy A.**, Frère B., Caupos E., Mailler R., Rocher V., Neveu P. and Moilleron R. (2019). Origins of biocides in combined sewer overflows in urban areas. *17th International Conference on Chemistry and the Environment (ICCE)*, 16 - 20 June 2019, Thessaloniki, Greece.
- Coml 17 Deshayes S., **Bressy A.**, Zedek S., Eudes V., Caupos E. and Moilleron R. (2019). Sources of contamination of greywater in Paris conurbation. *17th International Conference on Chemistry and the Environment (ICCE)*, 16 - 20 June 2019, Thessaloniki, Greece.
- Coml 18 **Bressy A.**, Pajjens C., Tedoldi D., Frère B., Mailler R., Rocher V., Moilleron R. (2021) How to estimate biocide mass loads in urban water discharges and their impact on the river contamination? *17th International Conference on Environmental Science and Technology (ICEST)*, 1 - 4 September 2021, Athens, Greece.
- Coml 19 Martinache P., Moilleron R., **Bressy A.** (2023). Quaternary ammonium compounds in indoor environment : links between biocidal uses and contamination. *18th International Conference on Chemistry and the Environment (ICCE)*, 11 - 15 June 2023, Venice, Italy.

4.8 Communications orales avec actes dans un congrès national (orateur.rice en italique)

- ActN 1 **Bressy A.**, Gromaire M.-C., Robert-Sainte P., Saad M., Chebbo G. (2008). Incidence de divers modes de gestion à l'amont des eaux pluviales sur les flux hydrauliques et sur la contamination en métaux lourds. *Journées doctorales en hydrologie urbaine (JDHU)*, Nancy.
- ActN 2 Pajjens C., **Bressy A.**, Frère B., Moilleron R. (2018) Contamination des rejets urbains de temps de pluie par les biocides issus des matériaux de construction et impacts sur la Seine. *Journées Information Eaux (JIE)*, Poitiers, novembre 2018.
- ActN 3 Pajjens C., **Bressy A.**, Frère B., Caupos E., Mailler R., Rocher V., Neveu P., Moilleron R. (2018) Biocides dans les matériaux de construction : priorisation des substances et transferts vers la Seine par temps de pluie. *8^e Journées doctorales en hydrologie urbaine (JDHU)*, Paris, 7-9 novembre 2018.

4.9 Communications orales sans actes dans un congrès national (orateur.rice en italique)

- ComN 1 **Bressy A.**, Gromaire M.C., Lorgeoux C., Chebbo, G. (2009). Occurrence et devenir des micropolluants dans les eaux pluviales gérées par des techniques alternatives. *8^{ème} Conférence Gruttee*, Nancy.

- ComN 2 *Gromaire M.C., Bressy A.,* Chebbo G. (2010). Incidence de différents modes de gestion à l'amont des eaux pluviales sur la contamination en micropolluants. *3ème Forum National Sur La Gestion Durables Des Eaux Pluviales*, Douais. [conférence invitée]
- ComN 3 *Lamprea K., Mirande-Bret C., Bressy A.,* Caupos E., Gromaire M.-C. (2013). Processus d'émission de micropolluants par lessivage : étude du potentiel d'émission d'alkylphénols et de bisphénol A par les matériaux de construction et l'automobile. *Colloque de clôture du projet ANR Inogev (Innovation pour une gestion durable de l'eau dans la ville)*. Nantes.
- ComN 4 *Moilleron R., Carre C., Geara-Matta D., Bressy A.,* Lorgeoux C., El Samrani A., Chebbo G. (2013). Cosmet'Eau - Détection de résidus de produits de soin corporel dans les eaux usées en France et au Liban. *2ème Journée d'étude du pôle Santé et Société de l'université Paris-Est, Créteil*.
- ComN 5 *Roguet A., Thériat C., Maloufi S., Bressy A.,* Catherine A., Vinçon-Leite B., Lacroix G., Jardillier, L., Moulin L., Lucas F. (2014). Caractérisation des facteurs favorisant la présence de pathogènes humains dans les lacs urbains. *Journées Recherche Industrie Microbiologie, Narbonne*.
- ComN 6 *Varrault G., Bonnot, C. Soares-Pereira C., Guo Y.,* Benedetti M., Garnier J., Parlanti E., Derenne S., Gelabert A., **Bressy A.**, Matar Z., Mercier B., Martinez A., Cordier M.-A., Cordier L., Boudahmane L., Than Nguyen P., Anquetil C., Tharaud M., Saad M. (2014). Caractérisation de la variabilité spatio-temporelle des qualités et des quantités de matière organique dans l'Oise, la Seine et la Marne. *Colloque annuel du Piren-Seine, 5 au 7 février 2014, Paris*.
- ComN 7 **Bressy A.**, Carre C., Caupos E., De Gouvello B., Deroubaix, J.-F., Moilleron R. (2014). Impacts des changements de pratiques de consommation de produits cosmétiques sur les rejets de micropolluants. *Workshop inter Zones Ateliers - Micropolluants au sein des Zones Ateliers : Mesures, traitements et changements de pratiques, Strasbourg, 2 octobre 2014*.
- ComN 8 *Gasperi J., Gromaire MC, Moilleron R., Caupos E., Bressy A.,* Lemaire B., Vinçon-Leite B., Chebbo G. (2014). Micropolluants dans les eaux pluviales et les eaux usées : de leur caractérisation à leur traitement. *Workshop inter Zones Ateliers - Micropolluants au sein des Zones Ateliers : Mesures, traitements et changements de pratiques, Strasbourg, 2 octobre 2014*.
- ComN 9 *Varrault G., Parlanti E., Benedetti M.F., Derenne S.,* Garnier J., Flipo N., Gelabert A., Soares-Pereira C., **Bressy A.**, Bonnot C., Guo Y., Matar Z., Mercier B., Martinez A., Cordier M.-A., Cordier L., Boudahmane L., Anquetil C., Tharaud M., Saad M. (2014). La matière organique dans le bassin de la Seine : variabilité, sources et influence sur la spéciation des micropolluants. *Colloque annuel du Piren-Seine, 27 au 29 mai 2015, Paris*.
- ComN 10 Bonhomme, C. & **Bressy A.** (2016). La mesure en continu des HAP par fluorescence. *Séminaire thématique OPUR, Micropolluants : devenir et méthodes innovantes de suivi, 22 juin 2016, Paris, France*.
- ComN 11 **Bressy A.**, Le Roux J., Soares-Pereira C., Caupos É., Moilleron R. (2016). L'analyse non ciblée de micropolluants : état de l'art et perspectives pour OPUR. *Séminaire thématique OPUR, Micropolluants : devenir et méthodes innovantes de suivi, 22 juin 2016, Paris, France*.
- ComN 12 *Moilleron R., Paulic L., Marconi A., Waldman P.,* Bonnaud B., Morin C., Garrigue-Antar L., **Bressy A.** (2016). Écotoxicologie des eaux urbaines. *Séminaire thématique OPUR, Micropolluants : devenir et méthodes innovantes de suivi, 22 juin 2016, Paris, France*.
- ComN 13 *Soares-Pereira C., Bressy A., Varrault G.* (2016). Influence de la matière organique dissoute d'origine urbaine sur la spéciation des micropolluants : de la station d'épuration au milieu récepteur. *Séminaire thématique OPUR, Micropolluants : devenir et méthodes innovantes de suivi, 22 juin 2016, Paris, France*.
- ComN 14 *Deroubaix, J.F., Bressy, A., Carre, C., de* Gouvello, Soyer, M., Moilleron, R. (2016). Le rôle des usagers dans la maîtrise à la source. *Journées Micropolluants dans les eaux urbaines en Île-de-France d'Arceau-IdF, 24 novembre 2016, Paris, France*.

4.10 Communications par affiche dans un congrès international

- ComN 15 *Gasperi, J., Bressy, A., Rabier, A., Casterot, B. (2016). Origines, concentrations et caractéristiques des micropolluants dans les eaux urbaines. Journées Micropolluants dans les eaux urbaines en Île-de-France d'Arceau-IdF, 24 novembre 2016, Paris, France.*
- ComN 16 *Deshayes, S., Zedek, S., Eudes, V., Droguet, C., Rocher, V., Gasperi, J., Bonnaud, B., Caupos, É., Bressy, A., Moilleron, R. (2016). Devenir des micropolluants au sein des stations d'épuration : étude simultanée des filières eau et boue. 11ème congrès du GRUTTEE, 11-13 octobre 2016, Poitiers, France.*
- ComN 17 *Moilleron, R., Bressy, A., Chebbo, G. (2018). Produits domestiques et contamination de l'eau : un problème à traiter à la source. Colloque Perturbateurs endocriniens, eau et santé : quelles normes pour demain ?, 20 mars 2018, Poitiers, France.*
- ComN 18 *Bressy A., Carre C., Deroubaix J.-F., de Gouvello B., Mailler R., Neveu P., Rocher V., Severin I., Moilleron, R. (2018). Réduction à la source des micropolluants issus des cosmétiques : de l'alerte aux actions des collectivités. 97^e congrès de l'ASTEE, 5 au 8 juin 2018, Marseille, France.*
- ComN 19 *Bressy A., Carre, C., Deroubaix, J.-F., de Gouvello, Mailler R., Neveu P., Severin I., Moilleron, R. (2018). Réduction à la source des micropolluants domestiques : effet de l'alerte sanitaire des parabènes sur la contamination des eaux urbaines. Colloque Contaminations, environnement, santé et société : de l'évaluation des risques à l'action publique, 4-6 juillet 2018, Toulouse, France.*
- ComN 20 *Moilleron R., Bressy, A. (2018). Retour d'expérience d'utilisation de bioessais : projet COSMETEAU. Colloque Micropolluants et innovation dans les eaux urbaines, 3-4 octobre, Strasbourg, France [conférence invitée].*
- ComN 21 *Moilleron R., Bergé A., Rocher V., Eudes V., Bressy A. (2019). Importance des rejets domestiques dans le diagnostic des réseaux d'assainissement : cas de l'agglomération parisienne. Colloque Fonctionnement des systèmes d'assainissement : l'arrêté du 21juillet 2015, esprit et pratiques, séminaire conjoint ASTEE - SHF, 5-6 février 2019, Colombes, France.*
- ComN 22 *Bressy A., Paijens C., Frere B., Tedoldi D., Mailler R., Neveu P., Rocher V., Moilleron, R. (2020). Surveillance dans les eaux urbaines de l'agglomération parisienne des biocides issus des matériaux de construction. 99^e congrès de l'ASTEE, 14 au 16 septembre 2020, Lyon, France.*
- ComN 23 *Bressy A., Paijens C., Tedoldi D., Frere B., Mailler R., Neveu P., Rocher V., Moilleron, R. (2020). Des sources urbaines à la Seine : étude du transfert des biocides à l'échelle de l'agglomération parisienne. Colloque Zone-Atelier Seine, 22 et 23 octobre 2020, Paris, France.*
- ComN 24 *Deroubaix J.-F., Bressy A., Gobert J., Sindt L., Socha F., Werckman M., Moilleron, R. (2022). Enjeux sociétaux et scientifiques de la phytoépuration des eaux grises en toiture pour une réutilisation dans le bâtiment. 101^e congrès de l'ASTEE, 14 au 16 juin 2022, Dunkerque, France.*

4.10 Communications par affiche dans un congrès international

- Affl 1 *Kühn E., Bressy A., Gourlay-Francé C., Lorgeoux C., Tusseau-Vuillemin M.-H. (2007). Interest and validity of integrative passive sampling techniques for the In situ measurement of PAHs and trace metals in wastewaters. 8th European Meeting on Environmental Chemistry (EMEC8), pp.42-42, Dec 2007, Inverness, United Kingdom.*
- Affl 2 *Bressy A., Gromaire M.-C., Lorgeoux C., Chebbo G. (2009). Alkylphenol contamination in urban runoff. International Conference on Xenobiotics in the Urban Water Cycle (Xenowac), Paphos, Cyprus.*

- Affl 3 **Bressy A.**, Mirande-Bret C., Lorgeoux C. (2011). Polymeric membranes as passive sampler - Calibration and application for aquatic environment. *AQUAREF Symposium - Passive samplers and alternative sampling techniques*, Nantes, France.
- Affl 4 Roguet A., Maloufi S., **Bressy A.**, Catherine A., Vinçon-Leite B., Lacroix G., Jardillier L., Lucas F. (2012). Land use impact on *Escherichia coli* densities in urban and peri-urban lakes, in : Journées Internationales de Limnologie et d'Océanographie. *Journées Internationales de Limnologie et d'Océanographie*, Clermont-Ferrand, France.
- Affl 5 Lorgeoux C., **Bressy A.**, Mirande-Bret C., Varrault G., Tassin B. (2013). Calibration of polymeric membranes as passive sampler for aquatic environment : laboratory calibration in optimized pilot. *6th International Passive Sampling Workshop and Symposium*, Bordeaux, France.
- Affl 6 Soares-Pereira C., Zedek S., **Bressy A.**, Caupos E., Boudahmane L., Saad M., Varrault G. (2013). Effect of dissolved organic matter on micropollutants sorption by clays and oxides in aquatic system under strong urban pressure. *14th EuCheMS International Conference on Chemistry and the Environment*. Barcelona, Spain.
- Affl 7 **Bressy A.**, Caupos E., Lherm D., Roguet A., Lucas F. (2014). Spatiotemporal variation of an urban lake chemical quality - Interactions between organic matter and organic micropollutants. *24th annual meeting of SETAC Europe*, Basel, Switzerland.
- Affl 8 Zedek S., **Bressy A.**, Deshayes S., Eudes V., Caupos E., Moilleron R. (2015). Loads of parabens, triclosan and triclocarban in greywater : are PPCPs the main source of contamination. *25th annual meeting of SETAC Europe*, Barcelona, Spain.
- Affl 9 Moilleron R., **Bressy A.**, Gasperi J., Geara-Matta D., Lorgeoux C., Rocher V., Zedek S., Deshayes S., Eudes V. (2015). Parabens and triclosan : from greywater to surface water at the Paris conurbation scale. *9th IWA Specialist Conference on Assessment and Control of Micropollutants and Hazardous Substances in Water*, 22 - 25 November 2015, Singapore.
- Affl 10 **Bressy A.**, Bonnaud, B., Caupos, É., Mazerolles, R., Zedek, S., Moilleron, R. (2017). Development and calibration of polymeric membranes as passive sampler to evaluate the triclosan and triclocarban contamination of the Seine River. *16th International Conference on Chemistry and the Environment*, 18 - 22 June 2017, Oslo, Norway.
- Affl 11 **Bressy A.**, Carre, C., Deroubaix, J.-F., de Gouvello, B., Soyer, M., Moilleron, R. (2017). Domestic micropollutants, a diffuse industrial pollution - Part 2 : Source reduction by changing personal consumption practices. *16th International Conference on Chemistry and the Environment*, 18 - 22 June 2017, Oslo, Norway.
- Affl 12 **Bressy A.**, Waldman, P., Leroyer, C., Morin, C., Garrigue-Antar, L., Marconi, A., Paulic, L., Moilleron, R. (2017). Substitution of parabens in cosmetic products : what impacts for the aquatic environment ? *16th International Conference on Chemistry and the Environment*, 18 - 22 June 2017, Oslo, Norway.
- Affl 13 **Bressy A.**, Zedek, S., Mazerolles, R., Caupos, É., Mailler, R., Neveu, P., Rocher, V., Moilleron, R. (2017). An overview of the parabens, triclosan and triclocarban contamination in the continuum greywater - surface water. *16th International Conference on Chemistry and the Environment*, 18 - 22 June 2017, Oslo, Norway.
- Affl 14 Moilleron, R., Bergé, A., Deshayes, S., Zedek, S., Eudes, V., **Bressy A.** (2017). Domestic micropollutants, a diffuse industrial pollution - Part 1 : from greywater to receiving water. *16th International Conference on Chemistry and the Environment*, 18 - 22 June 2017, Oslo, Norway.
- Affl 15 Morin C., **Bressy A.**, Saichi M., Leroyer C., Guttmann Y., Moilleron R. and Garrigue-Antar L. (2018). Ecotoxicological impacts of cosmetic products preservatives in a zebrafish model. *5th international symposium and workshop on Fish and amphibian embryos as alternative models in toxicology and teratology*, November 28th - 30th, Aulnay-sous-Bois, France.

- Affl 16 Morin C., **Bressy A.**, Saichi M., Leroyer C., Guttman Y., Moilleron R. and Garrigue-Antar L. (2019). Zebrafish model to assess ecotoxicological impacts of cosmetic products preservatives : case of parabens and their substitutes. *17th International Conference on Chemistry and the Environment*, 16 - 20 June 2019, Thessaloniki, Greece.
- Affl 17 Huynh N., Caupos E., Soares Pereira C., Le Roux J., **Bressy A.**, Moilleron R. (2021). How important is the sample preparation step for non-target screening of micropollutants in urban waters?, *International Conference on Non-Target Screening, ICNTS21*, 4th - 7th October 2021, Erding, Germany.
- Affl 18 **Bressy A.**, Carré C., Deroubaix J.-F., de Gouvello B., Mailler R., Neveu P., Rocher V., Moilleron R. (2022). Contribution of domestic water to urban pollutant flows : characterization and solutions for source control. The case of cosmetics in the Paris conurbation, *Second UNESCO International Conference Water, Megacities and Global Change*, 11th - 14th January 2022, Paris, France.
- Affl 19 Bonnaud B., Bancourt A., Mebold E., Huynh N., Le Roux J., Moilleron R., **Bressy A.** (2022). Determination of biocide transformation products using suspect and non-target screenings by high-resolution mass spectrometry, *12th Micropol and Ecohazard Conference*, 6th - 10th June 2022, Santiago de Compostela, Spain.

4.11 Communications par affiche dans un congrès national

- AffN 1 **Bressy A.**, Boudahmane L., Dubois P., Lherm D., Roguet A., Lucas F. (2013). Suivi spatial et temporel des interactions matière organique - micropolluants organiques dans le lac de Créteil par membranes polymériques. *Journées du Réseau Matière Organique (ResMO 2013)*, Biarritz.
- AffN 2 **Bressy A.**, Carré C., Caupos E., de Gouvello B., Deroubaix J.-F., Deutsch J.-C., Gilbert J.-E., Marconi A., Mitroi V., Neveu P., Nieuwyaer P., Paulic L., Rocher V., Soyer M., Moilleron R. (2015). Changements de pratiques dans les produits cosmétiques : des lanceurs d'alerte aux impacts sur le milieu aquatique. Conférence Eau et Santé, 26-27 mars 2015, Genève et Annemasse.
- AffN 3 **Bressy A.**, Bonnaud, B., Carre, C., Caupos, É., de Gouvello, B., Deroubaix, J.-F., Deutsch, J.-C., Marconi, A., Neveu, P., Paulic, L., Rocher, V., Severin, I., Soyer, M., Waldman, P., Zedek, S., Moilleron, R., (2016). Les changements de pratiques, drivers de la contamination des eaux urbaines par les produits cosmétiques. *Colloque Aquaterritorial*, 22-22 septembre 2016, Mulhouse.
- AffN 4 Morin C., **Bressy A.**, Saichi M., Leroyer C., Lopez M., Moilleron M., Garrigue-Antar L. (2017) Impacts de substituants des parabènes dans les produits cosmétiques sur l'environnement aquatique. Colloque Scientifique du Réseau Public Contaminants, Nouveaux risques et Contaminants émergents, 22-23 novembre, Arcachon.
- AffN 5 Garrigue-Antar L., **Bressy A.**, Guttman Y., Saichi M., Leroyer C., Moilleron M., Morin C. (2019) Impacts écotoxicologiques d'agents conservateurs de produits cosmétiques dans un modèle de poisson zèbre. *Colloque 2019 de la Société Française d'Ecotoxicologie Fondamentale et Appliquée*, 24-25 juin, Lyon, France.
- AffN 6 Paijens C., **Bressy A.**, Frère B., Garrigue-Antar L., Mailler R., Neveu P., Rocher V., Moilleron R. (2019) Transfert des biocides à l'échelle de l'agglomération parisienne. *7^e conférence Eau et Santé*, Lyon, 7-8 novembre 2019.
- AffN 7 **Bressy A.**, Carre C., Deroubaix J.-F., Garrigue-Antar L., de Gouvello B., Mailler R., Morin C., Neveu P., Rocher V., Moilleron R., (2019) Dynamique des parabènes dans l'agglomération parisienne : de la substitution aux évaluation des effets, retour d'expérience du projet Cosmet'eau. *7^e conférence Eau et Santé*, Lyon, 7-8 novembre 2019.

4.12 Rapports

- R 1 **Bressy, A.** (2010) Flux de micropolluants dans les eaux de ruissellement urbaines - Effet de différents modes de gestion des eaux pluviales. *Thèse de doctorat en Sciences et Techniques de l'Environnement*. Université Paris-Est, Paris. 332 p.
- R 2 Soares-Pereira C., Matar Z., Bonnot C., Guo Y., Cordier M.-A., Parlanti E., Gelabert A., Cordier L., Tharaud M., Mercier B., Martinez A., Garnier J., Benedetti M., Derenne S., **Bressy A.**, Varrault G. (2013) Matière organique : sources, caractérisation et rôle dans la biogéochimie des contaminants. *Rapport d'activité du programme Piren-Seine*. 30 p.
- R 3 **Bressy A.**, Mirande-Bret C., Varrault G. (2013) Utilisation et performances des membranes polymériques pour l'échantillonnage passif de composés organiques hydrophobes : paramètres cinétiques, méthodes pour la quantification des concentrations dans le milieu. *Délivrable D 4.5 du projet ANR Emestox* 20p.
- R 4 Uher E., Ansanay-Alex S., Basseres A., **Bressy A.**, Cachot J., Cailleaud K., Compere C., Geneste N., Gonzales J.-L., Huriel C., Lesage N., Lomenech C., Marmier N., Mirande-Bret C., Parlanti E., Soulier C., Tapie N., Varrault G., Budzinski H. (2013) Validation des capteurs passifs comme échantillonneur de substances prioritaires : montrer la capacité des capteurs passifs à quantifier une substance dans le milieu récepteur - application en mésocosmes, site industriel et milieu naturel. *Délivrable D 7.2 du projet ANR Emestox*.
- R 5 **Bressy A.**, Carré C., Deroubaix J.-F., de Gouvello B., Le Roux J., Marconi A., Soyer M., Moilleron R. (2015). État de l'art sur les résidus de cosmétiques dans les milieux aquatiques. *Livrable 1 du projet Cosmet'eau*, 120 p.
- R 6 Varrault G., Nguyen P.T., Matar Z., Soares-Pereira C., Bonnot C., Parlanti E., Garnier J., Derenne S., Benedetti M.F., Gelabert A., **Bressy A.**, Boudahmane L., Guo Y., Parot J., Mercier B., Martinez A., Cordier M.-A., Cordier L., Anquetil C., Tharaud M., Saad M. (2015). La matière organique dans le bassin de la Seine : variabilité, sources et influence sur la spéciation des micropolluants. *Rapport de fin de phase 6 du programme Piren-Seine*. 47 p.
- R 7 Catherine A., Mitroi V., Lucas F., Vinçon-Leite B., **Bressy A.**, Lemaire B., Bernard C. (2015). Rapport de synthèse sur l'évaluation de l'état écologique et sanitaire des plans d'eau d'Île-de-France. ANR CEP&S PULSE 2011-2015.
- R 8 **Bressy A.**, Bonnaud B., Caupos E., Garrigue-Antar L., Marconi A., Mazerolles R., Morin C., Paulic L., Waldman P., Zedek S. et Moilleron R. (2016). Méthodologies chimiques et écotoxicologiques de surveillance des résidus de produits cosmétiques dans les milieux aquatiques. *Livrable 2.1 du projet Cosmet'eau*, 31 p.
- R 9 **Bressy A.** (2018). Caractérisation des eaux urbaines - vers de nouvelles méthodes de suivi de la qualité chimique : rapport d'activité de l'action 10.2 du projet OPUR 4, 21 p.
- R 10 Deroubaix J.-F., Catherine C., **Bressy A.**, Chambron C., Coulibaly L., De Gouvello B. (2019). Identification des mécanismes de changement de perceptions et de pratiques concernant les produits cosmétiques. *Livrable 4.1 du projet Cosmet'eau*. 57p.
- R 11 **Bressy A.**, Bonnaud B., Caupos E., Garrigue-Antar L., Marconi A., Mailler R., Mazerolles R., Morin C., Neveu P., Paijens C., Paulic L., Zedek S., Moilleron R. (2019). Estimation des sources, des flux et des impacts des conservateurs de produits cosmétiques dans le milieu récepteur. *Livrable 4.2 du projet Cosmet'eau*. 88 p.
- R 12 **Bressy A.**, Deroubaix J.-F., Carré C., Germain S., de Gouvello B., Neveu P., and Moilleron R. (2019). Les collectivités locales ont-elles vocation à être des lanceurs d'alerte sur les micropolluants issus des produits de consommation, et si oui, à quelles conditions? *Livrable 5 du projet Cosmet'eau*, 20 p.

- R 13 Gasperi J., Le Roux J., Aurault S., **Bressy A.**, Budzinski H., Caupos E., Demare D., Huynh N., Labbadie P., Gromaire M.-C. (2019). Rapport de synthèse sur la contamination en micropolluants des eaux de voirie/parking. Livrable 2.2 du projet Roulépur, 70 p.

4.13 Bases de données

- BD 1 Paijens C., **Bressy A.**, Bethouart F., Briand C., Caupos É., Frère B., Mailler R., Neveu P., Rocher V., Saad M., and Moilleron R. (2020). Biocide concentrations in the dissolved and particulate fractions of urban waters in the Paris conurbation (France, 2018-2019). LEESU, LCPP, Mairie de Paris, SIAAP. DOI : doi.pangaea.de/10.1594/PANGAEA.910472
- BD 2 Le Roux J., Huynh N., **Bressy A.**, Gromaire M.-C. (2020). UPLC-IMS-QTOF data from road runoff samples - mz5 files with scans in centroid spectrum format. DOI : doi.org/10.5281/zenodo.4306664
- BD 3 Huynh N., Caupos E., Soares Peirera C., Le Roux J., **Bressy A.**, Moilleron R. (2021). UPLC-QTOF data from a river sample extracted with various solid phase extraction phases - mz5 files with scans in centroid spectrum format. DOI : doi.org/10.5281/zenodo.5589621

Résumé

Ce manuscrit présenté pour obtenir l'Habilitation à diriger des recherches synthétise l'ensemble des mes activités de recherche depuis mon doctorat en 2010 jusqu'à mes travaux actuels menés au Laboratoire Eau, Environnement et Systèmes Urbains (Leesu). Il comporte une première partie décrivant le contexte de mes activités de recherche, les principaux résultats obtenus ainsi que mes perspectives pour les prochaines années. Dans une seconde partie, je présente une notice détaillée de mes différentes activités en tant que chercheuse. Mes thématiques de recherche concernent les micropolluants dans les eaux urbaines et la maîtrise de leurs flux. Je me suis intéressée à la métrologie des micropolluants organiques, à l'impact des activités humaines sur la qualité des milieux récepteurs et aux moyens de réduire les micropolluants, à l'échelle de la ville ou à l'échelle amont. Au cours de mes différents projets de recherche j'ai pu étudier, de façon interdisciplinaire, diverses solutions de réduction : les traitements centralisés ou décentralisés, l'interdiction d'utilisation de substances, leur substitution et les changements de pratiques domestiques. Les résultats de mes recherches ayant montré l'importance de la sensibilisation des usagers en couplant la problématique santé à la problématique environnement, j'ai décidé de me focaliser maintenant sur la pollution d'origine domestique et sur la possibilité de changements de pratiques à l'intérieur des foyers, dans une approche couplant l'étude des pratiques, des expositions et des contaminations environnementales.

Abstract

This manuscript, submitted in order to obtain the accreditation to direct research, summarises all my research activities since my PhD in 2010 until my current work at the Water, Environment and Urban Systems Laboratory (Leesu). It includes a first part describing the context of my research activities, the main results obtained and my perspectives for the coming years. In the second part, I present a detailed description of my different activities as a researcher. My research topics concern micropollutants in urban waters and the control of their mass loads. I am interested in the metrology of organic micropollutants, the impact of human activities on the quality of receiving environments and the means of reducing micropollutants, at the city scale or at the upstream scale. During my various research projects, I have studied, in an interdisciplinary manner, various reduction solutions : centralised or decentralised treatments, banning the use of substances, substitution, and changes in practices. As my research results have shown the importance of raising users' awareness by combining health and environmental issues, I have decided to focus on domestic pollution and on the possibility of changing practices within households, in an approach combining the study of practices, exposure and environmental contamination.