



HAL
open science

Assainir la ville sans contaminer l'environnement : tout-à-l'égout et séparation à la source face au risque sanitaire lié aux matières fécales

Paul Minier

► **To cite this version:**

Paul Minier. Assainir la ville sans contaminer l'environnement : tout-à-l'égout et séparation à la source face au risque sanitaire lié aux matières fécales. Ingénierie de l'environnement. École des Ponts ParisTech, 2023. Français. NNT : 2023ENPC0031 . tel-04511281

HAL Id: tel-04511281

<https://pastel.hal.science/tel-04511281v1>

Submitted on 19 Mar 2024

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.

Assainir la ville sans contaminer l'environnement : tout-à-l'égout et séparation à la source face au risque sanitaire lié aux matières fécales

École doctorale Science, Ingénierie et Environnement
Spécialité du doctorat : Sciences et Techniques de l'Environnement
Thèse préparée au sein du Laboratoire Eau Environnement et Systèmes
Urbains (LEESU) et du Laboratoire Techniques Territoires et Sociétés
(LATTS)

Thèse soutenue le 26 octobre 2023, par
Paul Minier

Composition du jury :

Sabine BARLES, Professeure des universités, Université Paris 1	Examinatrice Présidente du jury
Jean-Marie MOUCHEL, Professeur des universités, Sorbonne Université	Rapporteur
Pierre LE CANN, Professeur des universités, EHESP	Rapporteur
Sarah BURZONI, Ingénieure de recherche, INRS	Examinatrice
Bruno TASSIN, Directeur de recherche, LEESU - ENPC	Co-directeur de thèse
Konstantinos CHATZIS, Professeur à l'ENPC, chercheur au LATTS - UGE	Co-directeur de thèse
Fabien ESCULIER, Chargé de recherche, LEESU - ENPC	Encadrant de thèse

Résumé

Le développement de systèmes d'assainissement permettant une valorisation avancée des excréctions humaines n'est envisageable que si ces systèmes sont considérés comme sûrs vis-à-vis du risque infectieux entérique. Cette thèse vise à contribuer aux questions de santé publique relatives à la maîtrise du risque infectieux entérique dans la gestion des matières fécales, par le tout-à-l'égout et par les techniques de séparation à la source.

De nos jours, le tout-à-l'égout, système dominant en France et dans les pays industrialisés, est considéré comme une filière « sûre » si les eaux usées sont acheminées vers une station de traitement. Cependant, celles-ci ne sont généralement pas astreintes à des objectifs sanitaires sur les eaux rejetées. En évacuant le risque fécal des zones urbaines densément peuplées, le tout-à-l'égout limite la contamination intra-urbaine, mais il déplace ce risque vers l'environnement. Cette gestion induit un fort risque de santé publique pour les usagers du milieu récepteur situés en aval du rejet. Dans de nombreux pays industrialisés comme la France, d'autres barrières sont alors présentes pour limiter ce risque (traitement de l'eau de consommation, restrictions de baignade, interdiction de vente de coquillages, système de santé performant, etc.).

Nous montrons que, depuis son développement à partir de la fin du XIX^e siècle, le tout-à-l'égout manque de preuves précises de son efficacité sanitaire en tant que mode de gestion des matières fécales, notamment en raison de la concomitance avec d'autres facteurs, comme l'alimentation en eau et le contexte général d'amélioration de la santé et de transition épidémiologique. Le tout-à-l'égout a même pu avoir des effets négatifs dans les contextes où le traitement de l'eau potable a été introduit tardivement. L'analyse des éditions successives du manuel d'assainissement américain dit « Metcalf & Eddy », publié de façon actualisée de 1914 à 2013, montre que la gestion du risque sanitaire induit par le rejet d'eaux usées contaminées à l'environnement est externalisée vers les secteurs impactés (eau de boisson, conchyliculture, baignade...).

La maîtrise du risque infectieux entérique ne repose donc pas sur l'établissement d'une barrière entre les déjections humaines et l'environnement (ce que l'on pourrait appeler l'assainissement), mais sur le maintien d'une barrière entre un environnement contaminé et les différents usages de l'eau, en particulier l'eau potable.

L'analyse qualitative du risque biologique de systèmes d'assainissement par séparation à la source, déployés en France et en Suisse, nous pousse à croire que ces systèmes pourraient permettre de limiter la transmission des maladies infectieuses entériques si l'ensemble de la chaîne de gestion est géré de manière adéquate. Ces systèmes d'assainissement, devenus particulièrement pertinents dans un monde en changement global et en risque de désescalade énergétique, pourraient alors représenter une solution de gestion des matières fécales aussi sûre, voire davantage, que le tout-à-l'égout. Une analyse plus complète des voies actuelles de transmission et des risques futurs posés par les maladies infectieuses entériques, ainsi que des conséquences sanitaires des différents systèmes d'assainissement, non seulement à l'échelle urbaine, mais aussi à l'échelle plus large de toutes les communautés impactées, reste à être menée.

Mots-clés : Matières fécales ; tout-à-l'égout ; séparation à la source ; analyse de risque ; maladies infectieuses entériques ; transition épidémiologique.

Abstract

The development of sanitation systems for the advanced reclamation of human excreta can only be envisaged if they are considered safe in terms of enteric infectious risk. This thesis aims to contribute to this public health issue, by analyzing the control of enteric infectious risk in the management of faecal matter by sewerage and source separation techniques.

Today, the main sewerage system in France and other industrialized countries is considered "safe" if the wastewater is sent to a treatment plant. However, these plants are generally not bound by health objectives for the water they discharge. By removing the risk of faecal contamination from densely populated urban areas, sewerage limits intra-urban contamination, but shifts the risk to the environment. This management generates a high public health risk for downstream users of the receiving environment. In many industrialized countries, such as France, other barriers are in place to limit this risk (drinking water treatment, bathing restrictions, shellfish sales bans, effective health systems, etc.).

We show that, since its development from the end of the XIXth century onwards, there has been a lack of precise proof of the sanitary effectiveness of sewerage in the management of faecal matter, notably due to its concomitance with other factors, such as water supply, and a general context of health improvement and epidemiological transition. It may even have had negative effects on a regional scale in contexts where drinking water treatment was introduced late. An analysis of successive editions of the so-called "Metcalf & Eddy" sanitation manual, published in updated form from 1914 to 2013, shows that management of the health risk induced by the discharge of contaminated wastewater into the environment is externalized to the sectors impacted (drinking water, shellfish farming, bathing...).

Enteric infectious risk control is therefore not based on establishing a barrier between human faeces and the environment (what we might call sanitation), but on maintaining a barrier between a contaminated environment and the various uses of water, particularly drinking water.

Qualitative analysis of the biological risk of source-separated sanitation systems deployed in France and Switzerland leads us to believe that these sanitation systems could make it possible to limit the transmission of enteric infectious diseases if the entire management chain is properly managed. These sanitation systems, which have become particularly relevant in a world undergoing global change and at risk of energy de-escalation, could then be a faecal matter management solution as "safe" as, or even safer than, sewerage. A more complete analysis of current transmission routes and future risks posed by enteric infectious diseases, as well as the health consequences of different sanitation systems, not only on an urban scale, but also on the wider scale of all impacted communities, remains to be carried out.

Keywords: Faecal matter ; sewerage ; source separation ; risk analysis ; enteric infectious diseases ; epidemiologic transition

Table des matières

Résumé	4
Abstract.....	6
Table des matières.....	7
Préambule	11
Introduction	16
1. Le risque infectieux entérique	22
1.1. D'organisme bénéfique à pathogène : un gradient complexe d'interactions humain/micro-organismes.....	23
1.1.1 La notion d'holobionte	23
1.1.2 Le microbiote intestinal	25
1.1.3 Conclusion	28
1.2. Les maladies infectieuses entériques	29
1.2.1 Les groupes d'organismes entériques à potentiel pathogène.....	29
1.2.2 Dangerosité des OPP entériques	34
1.2.3 Conclusion	43
1.3. La transmission des OPP entériques	44
1.3.1 Les voies de transmission	44
1.3.2 Les barrières à la transmission.....	53
1.3.3 Conclusion	54
1.4. Conclusion de la première partie	56
2. Le tout-à-l'égout : une gestion du risque infectieux entérique par transfert.....	57
2.1. Une gestion du risque incomplète.....	60

2.1.1	Cadrage de l'étude	60
2.1.2	Le risque infectieux entérique associé au tout-à-l'égout	64
2.1.3	Conclusion	80
2.2.	Compromis autour d'un risque infectieux entérique très présent	82
2.2.1	Des maladies encore très présentes en France	82
2.2.2	Une gestion curative du risque	86
2.2.3	Des études incomplètes dans les pays faiblement équipés d'égout.....	95
2.3.	Conclusion de la deuxième partie	100
3.	Un siècle de développement du tout-à-l'égout : d'un enjeu sanitaire local à une adaptation à une contamination environnementale	102
3.1.	Effets de la mise en place du tout-à-l'égout sur la santé publique.....	104
3.1.1	Méthodologie.....	104
3.1.2	Analyse de la contribution du tout-à-l'égout à la santé publique.....	105
3.1.3	Conclusion	119
3.2.	Un risque infectieux entérique qui n'est plus étudié.....	121
3.2.1	Méthodologie.....	122
3.2.2	Le risque sanitaire dans les manuels Metcalf & Eddy.....	123
3.2.3	Une externalisation de la gestion du risque infectieux entérique	142
3.3.	Conclusion de la troisième partie.....	147
4.	Protéger l'environnement et les communautés dans la gestion des matières fécales.....	148
4.1.	Les filières par séparation à la source	151
4.1.1	Une diversité de systèmes.....	151
4.1.2	Choix des terrains d'enquête	157
4.2.	Les méthodes d'analyses.....	163

4.2.1	Les méthodes existantes	163
4.2.2	Les types de risque	169
4.2.3	Méthodologie de calcul de risque	176
4.3.	Un risque mieux géré si des mesures préventives sont mises en place.....	188
4.3.1	Des risques infectieux entériques présents	188
4.3.2	Des barrières simples à mettre en place pour une maîtrise plus efficace du risque infectieux entérique	211
4.4.	Conclusion de la quatrième partie.....	220
Conclusion.....		222
Remerciements		226
Liste des figures.....		230
Liste des tableaux.....		235
Bibliographie		237
Liste des annexes		272
Annexes		273

Préambule

De la publicité de Brise® « Je veux faire caca chez Paul » (Brise, 2009) à mon premier travail saisonnier d'entretien des toilettes dans le camping de Clairvaux-les-Lacs, de chiotteur comme on dit dans le métier, et à mon signe astrologique scorpion ascendant vierge¹, il faut croire que tout était destiné à ce que je fasse une thèse sur la gestion des matières fécales ! Si ces facteurs n'ont pas été les éléments qui m'ont donné envie de travailler sur ce sujet, ceux-ci m'auront au moins permis de passer la barrière de la fécophorie décrite par Legrand (2019).

Je n'aurais sûrement pas pu écrire cette thèse sans citer le Jura, chaîne de montagne qui a donné le nom au département dans lequel je suis né et qui est à l'origine de mon envie de contribuer à protéger l'environnement. La poussée des Alpes a fait de ce territoire un espace nuancé avec du relief et surtout, de nombreuses cuvettes creusées par l'érosion glaciaire de la dernière glaciation et qui ont formé les nombreux lacs et rivières qui marquent le paysage jurassien (Figure 1)

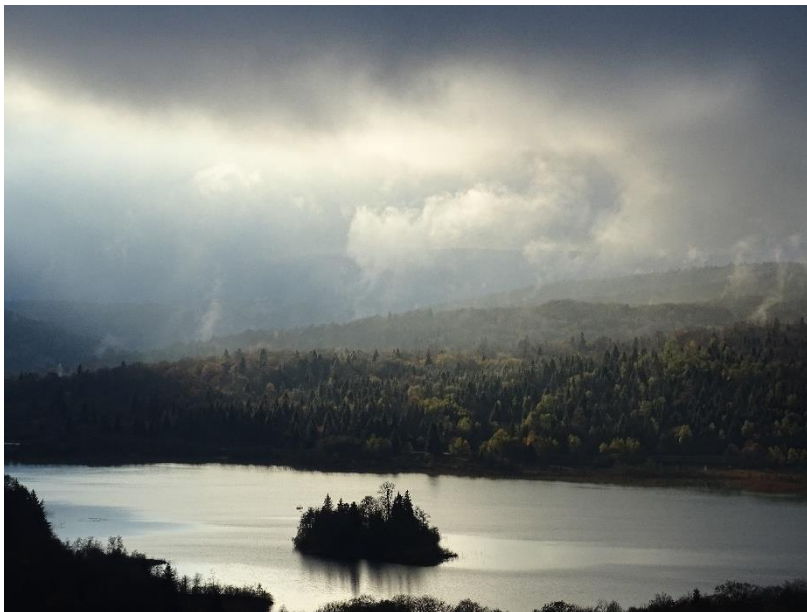


Figure 1 : Lac d'Ilay, ©Marion Churout

¹ D'après Apostolska (1999), le signe Scorpion est au cœur de la matière humaine et terrestre : « la vie passe par la mort. Je détruis pour transcender. ». Cette perspective peut être comparée au processus digestif qui décompose les aliments « vivants » pour former des matières fécales « mortes », lesquelles, une fois retournées à la terre, nourrissent la vie. L'influence de la Vierge est axée sur l'altruisme : « je me dévoue sur Terre. Je suis utile au quotidien. » peut être interprétée comme une allusion à l'engagement à réaliser une thèse en vue de contribuer à la société.

Ce paysage est aussi très bocager, dessiné par son agriculture dominée par l'élevage de vaches de la race montbéliarde pour la production du fromage d'appellation d'origine contrôlée, le Comté. J'ai eu la chance de grandir à la campagne et même si Fabien me dirait que ce terme n'a plus beaucoup de sens aujourd'hui, celle-ci n'ayant plus son rôle de production nourricière à destination de ses habitants, mes parents font tout de même leur jardin et habitent dans un village où nous pouvons encore sentir l'odeur subtile du fumier au petit déjeuner. J'ai donc eu une jeunesse marquée par deux éléments qui sont l'eau et le sol.

Ce projet de recherche a pour origine une réflexion personnelle qui a débuté avec mon stage de fin de licence à la mission eau et assainissement de la ville de Lons-le-Saunier en 2017 durant lequel j'ai découvert le fonctionnement des stations de traitement des eaux usées (STEU). Celles-ci se situent au carrefour des deux éléments cités précédemment, la protection du milieu aquatique par le traitement des eaux usées et l'amendement des sols avec la valorisation agricole des boues d'épuration. Ce stage me motivera à intégrer le master QuEST (Qualité des Eaux, Sols et Traitements) de Besançon, durant lequel j'apprends à mieux comprendre le fonctionnement des écosystèmes aquatiques et leur relation avec l'occupation du sol du bassin versant. C'est aussi pendant ce master que j'ai pu observer les effets des urines et matières fécales animales et humaines sur l'équilibre fragile de ces écosystèmes. Cela m'a motivé à vouloir contribuer à améliorer l'efficacité de gestion de nos excréments pour protéger ces écosystèmes.



Figure 2 : Le Doubs entre Gellin et Rochejean été 2019 ©Paul Minier

Ce qui a été l'élément déclencheur de la remise en question du système actuel de gestion de nos matières fécales a été le stage de master 1 que j'ai effectué à la STEU de Belfort en 2018. La problématique du stage portait sur les origines de la contamination des boues d'épuration en cuivre et en zinc, des éléments traces métalliques (ETM). Ces éléments se stockent dans les sols

(Baize et al., 2006) et deviennent toxiques à certaines concentrations. La contamination des boues d'épuration en ETM limite leur valorisation agricole, conduisant à leur enfouissement ou leur incinération comme c'est systématiquement le cas en Suisse. Lors de ce stage, j'ai découvert que l'origine de ces pollutions était diffuse, provenant des toitures en zinc ou des canalisations en cuivre et que celles-ci se concentraient au niveau de la STEU. Ne pouvant supprimer ces pollutions en amont, j'ai réfléchi à la possibilité de retirer les matières fécales des égouts afin d'empêcher leur contamination. C'est ainsi que je me suis intéressé aux systèmes décentralisés.

C'est lors d'un wwoofing² à Belle-Île que j'ai pu tester mes premières toilettes sèches. Comme m'a dit mon ami Mathias, tu ne peux pas vouloir travailler sur les matières fécales si tu ne mets pas les mains dedans. Ce fut aussi la première fois que je valorisais, et ce de mes mains, ces matières issues de mon propre corps. Mais à l'époque, l'idée que les toilettes sèches puissent être utilisées à grande échelle ne m'était pas venue à l'esprit et, à la place, je me suis intéressé au traitement végétalisé des eaux usées. J'ai réalisé mon stage de master 2 en 2019 dans l'entreprise Aquatiris qui développe ce système à l'échelle de l'habitation. Lors de ce stage, j'ai découvert la séparation à la source en travaillant sur le projet Phyt'up, projet de séparation des eaux ménagères pour permettre une réutilisation des eaux traitées. Ce projet fut ma première collaboration avec le LEESU.

C'est également pendant ce stage que j'ai fait la connaissance du Réseau de l'Assainissement Ecologique (RAE) lors des intestinales en 2019 dans les Hautes-Alpes. C'est en écoutant la présentation du travail de Tristan Martin sur l'usage de l'urine en tant qu'engrais que cela a sonné comme une évidence : c'est en séparant les matières fécales au niveau de la toilette que celles-ci pourraient être valorisées plus facilement ! C'est ainsi que j'ai abordé Fabien Esculier, fondateur et coordinateur du programme OCAPI, pour lui demander si un travail de recherche avait déjà été fait sur la séparation des matières fécales et leur valorisation. Avec tout l'enthousiasme qui le définit si bien, celui-ci me répondit : « Il n'y a pas de travail effectué sur ce sujet à ma connaissance, mais si tu es motivé on monte un projet de thèse ! ». Six mois plus tard, Fabien me recontactait pour me demander si j'étais toujours motivé et c'est ainsi que ce

² Les bénévoles (les WWOOFeurs) sont reçus dans de petites exploitations à échelle humaine où vivent et travaillent des familles ou des collectifs (les hôtes). Les WWOOFeurs aident au travail agricole et partagent la vie quotidienne des hôtes qui leur offrent le gîte et le couvert (<https://wwoof.net>).

projet est né, Bruno Tassin (LEESU) et Konstantinos Chatzis (LATTS) acceptant de participer à ma direction de thèse.

Mais si nous étions motivés pour effectuer cette recherche, il nous a fallu faire face à deux contraintes :

- la première contrainte était celle du financement. Nous avons postulé à l'obtention d'une bourse bi-laboratoire et l'avons obtenue, ce qui permit de financer mon salaire. En parallèle, nous avons postulé à l'Appel à Projets de Recherche GRAINE de l'ADEME pour financer les coûts de fonctionnement d'une thèse qui aurait, entre autres, étudié l'efficacité agronomique des matières fertilisantes produites à partir des matières fécales humaines. Malheureusement, nous avons reçu une réponse négative lors de la deuxième étape de sélection, le thème ne semblait pas susciter d'intérêt à long terme. Alors que ma thèse avait déjà commencé, nous avons ensuite participé au montage d'un autre projet auprès de l'Office Français de la Biodiversité (OFB), le projet Minerva, pour étudier la faisabilité agronomique, l'efficacité environnementale et le risque sanitaire d'une filière de valorisation des excréta humains. Malheureusement, ce second projet n'a pas abouti non plus. Un échange avec Yves Lévi, professeur de santé publique à la Faculté de Pharmacie de l'université Paris Sud, nous a convaincu d'aborder en premier lieu le sujet du risque sanitaire avant celui de la valorisation. Je faisais déjà partie des 44% de Français qui était au courant que les stations de traitement des eaux usées ne potabilisaient pas les eaux usées (CIEau, 2022), et lors de randonnées en itinérance j'évitais de boire l'eau des rivières tout en faisant attention à la localisation des stations de traitement des eaux usées avant de me baigner. Notre réflexion nous porta à nous questionner sur les secteurs impactés par le rejet des eaux usées. Chaque année en effet, les conchyliculteurs sont contraints à des interdictions de vente des coquillages dues à des contaminations issues du rejet des eaux usées traitées³. Nous avons ainsi sollicité la région Bretagne qui, en plus d'être une région conchylicole, accueillait un des premiers habitats collectifs équipés de toilettes sèches (l'Ôôberge), mais là encore notre demande n'a pas abouti. Si l'urine est un sujet porteur en France, c'est encore loin d'être le cas pour les matières fécales ; après une année de recherche infructueuse de financement et devant le manque d'intérêt que ce

³ Ce sujet était en plein dans l'actualité lors du montage de ma thèse, après une épidémie de gastro-entérite malheureusement très bien synchronisée avec les consommations de coquillages des fêtes de fin d'année 2019/2020 (<https://agriculture.gouv.fr/contamination-des-coquillages-par-les-norovirus-le-ministere-rencontre-les-representants-de-la>)

projet suscitait, nous nous sommes résignés à supprimer tous les volets expérimentaux quantitatifs de ma thèse et à la centrer uniquement sur une étude bibliographique et qualitative.

- la deuxième contrainte a été celle des disciplines mobilisées pendant la thèse. Nous avons prévu de mener une thèse dans la continuité de ma formation, portant principalement sur une analyse quantitative des caractéristiques agronomiques et des risques sanitaires associés à la valorisation agricole des matières fertilisantes issues du traitement séparé des matières fécales, tout en y associant une réflexion critique sur l'histoire récente des modes de gestion des matières fécales dans les pays occidentaux. Les contraintes de financements non obtenus ont réorienté la majorité de mon travail vers des approches disciplinaires auxquelles je n'avais pas été formé. Il me fallut mobiliser les travaux de disciplines comme l'histoire, la santé publique, l'épidémiologie, l'urbanisme et l'analyse de risque, pour tenter de dégager une compréhension globale du sujet. Ayant reçu une formation d'hydrobiologiste avec une spécialisation dans le traitement de l'eau, cette réorientation au cours de ma thèse constituait un défi certain et inattendu.

Malgré ces difficultés, nous avons su garder la motivation à l'origine de ce projet de recherche, chose qui me permet de vous présenter aujourd'hui ce manuscrit de thèse. J'espère que cette thèse contribuera à mieux comprendre les enjeux autour du risque sanitaire associé aux matières fécales et nourrira le débat sur la gestion de ce risque par les filières de gestion de ces matières. En contrepoint aux locataires qui s'installaient de préférence dans les immeubles parisiens pourvus de toilettes à eau reliées au tout-à-l'égout à la fin du XIX^e siècle (Jacquemet, 1979), peut-être que la santé de l'environnement vous donnera envie de faire caca chez moi.

Introduction

Tout être vivant a un effet sur son environnement par son activité, mais la pression exercée par l'humain s'est largement accrue ces 70 dernières années, ce que Steffen et al. (2007) nomment « La grande accélération ». Crutzen and Stoermer (2000) proposent ainsi de définir une nouvelle ère géologique correspondant à la période où *Homo sapiens* est devenu le principal facteur de modification des équilibres écologiques à l'échelle planétaire. Ils nomment cette période l'Anthropocène. Rockström et al. (2009) puis Richardson et al. (2023) ont tenté d'identifier et de quantifier les limites au-delà desquelles les processus qui régulent la stabilité du système Terre sont déséquilibrés. Dans leurs derniers travaux, neuf indicateurs ont été identifiés et huit d'entre eux ont pu faire l'objet d'une quantification au moins partielle de la valeur actuelle de l'indicateur et de ses seuils critiques. Les auteurs estiment ainsi que six variables de contrôle du fonctionnement du système Terre ont dépassé les limites planétaires et mettent en péril les conditions de vie de l'humanité tout entière (Figure 3). D'autres limites sont encore à déterminer et celles-ci continuent d'évoluer.

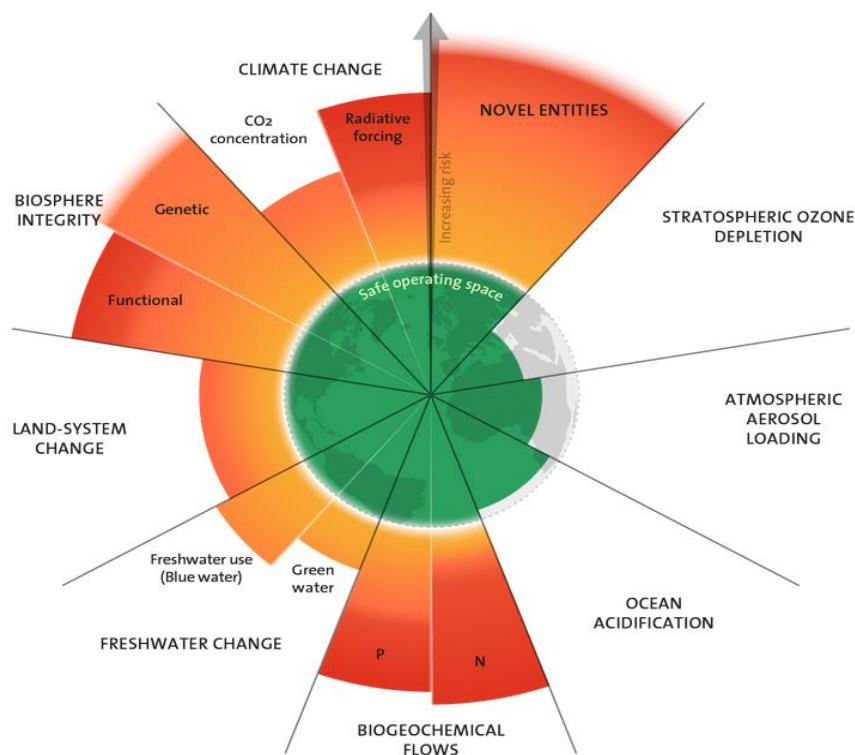


Figure 3 : État actuel des variables de contrôle pour neuf frontières planétaires
Source : Azote for Stockholm Resilience Centre adapté de Richardson et al (2023)

Dans son rapport sur une de ces limites planétaires, les effets du changement climatique, le *Lancet* indiquait que les conséquences suivantes présentaient un risque sur la santé des populations (Romanello et al., 2021) :

- une diminution des rendements agricoles ;
- des pénuries d'eau et événements pluvieux plus importants ;
- une augmentation des conflits et des déplacements de populations ;
- un climat plus favorable à la transmission des maladies infectieuses.

Le changement climatique interroge l'adaptation de nos modes de vie par rapport à ces conséquences.

Un élément qui fait partie intégrante de nos vies, et qui est universel à tout être vivant possédant un système digestif, est la défécation. La gestion de nos matières fécales forme, avec la gestion des eaux usées, le domaine de l'assainissement. Dans les pays de l'Organisation de Coopération et de Développement Economiques (OCDE), en contexte urbain, l'assainissement est largement basé sur une évacuation, par un même tuyau, des eaux de toilette à chasse d'eau, des eaux ménagères, voire des eaux pluviales, qui est appelé communément le tout-à-l'égout (TAE).

Cependant, après plus de cent ans de développement, ce système de gestion présente toujours de nombreuses limites qui sont accentuées dans le contexte actuel du changement global :

- il nécessite de grandes quantités d'eau pour le transport des matières fécales (Tchobanoglous et Leverenz, 2013), et le rejet d'eaux usées, malgré les traitements en station, est toujours une source de contamination microbiologique, de nutriments et de micropolluants dans l'environnement (Baudart et Paniel, 2014; Rogowska et al., 2020) dont les conséquences sont aggravées par une diminution des débits des cours d'eau et des étiages accentués (Giuntoli et al., 2012) ;

- il ne permet qu'un faible retour au sol des nutriments (10% de l'azote en France) (Stark et al., 2023)(à venir) conduisant à une linéarité du système alimentation-excrétion (Esculier, 2018) ;

- les boues d'épuration sont contaminées en éléments traces métalliques et micropolluants organiques (Baize et al., 2006; Mandinaud, 2005; Smith, 2009), ce qui limite

leur utilisation agricole (CIGC, 2019) et a conduit certains pays, comme la Suisse, à les incinérer systématiquement ;

- les émissions de gaz à effet de serre (N_2O , CH_4 , CO_2) (Parravicini et al., 2016) émanant des égouts et des stations de traitement des eaux usées sont importantes ;

- le TAE nécessite enfin des infrastructures importantes qui freinent l'adaptation du système aux changements nécessaires à mettre en place pour répondre à ses limites (Maurer, 2013).

Ces limites remettent en question la capacité du TAE à répondre aux enjeux futurs.

Cependant, malgré ces lacunes, ce système est assez peu remis en cause. Le TAE fait l'objet d'un verrouillage sociotechnique marqué par une dépendance aux infrastructures existantes (égouts, station de traitement des eaux usées (STEU)) et par de nombreux freins à l'émergence d'alternatives (Joveniaux et al., 2022). Ce verrouillage est accentué par l'impensé que représente le TAE pour la majorité des citoyens (Jeanjean, 1998). L'éloignement des matières fécales par la toilette à chasse d'eau et la gestion collective des matières fécales permet de faire disparaître « ce qui fait honte », traduisant la « fécophobie » de nos sociétés (Legrand, 2019). Le verrouillage sociotechnique bride la réflexion possible et l'expérimentation d'autres systèmes potentiellement plus résilients, aboutissant à considérer le TAE comme la seule manière de gérer urines et fèces à grande échelle.

Aujourd'hui, le contexte de changement global doit amener à requestionner toutes les pratiques actuelles, dont les pratiques d'assainissement. D'autres systèmes d'assainissement sont possibles, basés sur une gestion différenciée des effluents et communément nommés « séparation à la source » (Larsen et al., 2013). La séparation à la source des fèces pourrait participer à répondre à ces nouveaux enjeux. Des systèmes alternatifs au TAE sont déjà installés en milieu urbain et de nouveaux systèmes sont régulièrement testés. Leur développement fait réémerger la question du risque sanitaire que la gestion de ces matières induit.

Les matières fécales peuvent contenir des pathogènes issus du système digestif à l'origine de maladies infectieuses entériques et il est considéré que le développement du tout-à-l'égout dans les pays de l'OCDE a largement contribué à la santé publique (Ferriman, 2007). Il est

communément admis que le tout-à-l'égout participe à une gestion saine des matières fécales et limite fortement le risque infectieux entérique (RIE) (UNICEF et WHO, 2020).

Dans cette thèse, nous tentons de réanalyser la contribution spécifique du tout-à-l'égout à la santé publique ainsi que d'étudier les effets sanitaires de systèmes alternatifs de gestion des matières fécales. La question centrale que nous proposons d'interroger et autour de laquelle la problématique de la thèse est construite, est la suivante : **quelle est la contribution d'une gestion des matières fécales par le tout-à-l'égout à la maîtrise du risque infectieux entérique et dans quelle mesure des systèmes de gestion des matières fécales par séparation à la source sont-ils susceptibles de représenter une amélioration, ou une dégradation, de ce risque ?**

Le plus grand défi aujourd'hui, dans toute la science, est la description précise et complète des systèmes complexes (Wilson, 1998). Cet objectif ne peut être atteint que par la fusion des disciplines.

Plusieurs disciplines ont été mobilisées afin d'avoir une vision globale du sujet et pour répondre de la manière la plus complète possible à notre problématique. Nous pouvons diviser ces disciplines en deux groupes :

- la discipline à laquelle nous espérons contribuer. Étant donné que nous étudions le risque sanitaire au sein des systèmes d'assainissement, nous pouvons considérer que notre thèse s'inscrit dans le champ du génie sanitaire ;

- les disciplines que nous avons mobilisées parce qu'elles permettent de faire progresser la problématique, mais dans lesquelles la thèse ne s'inscrit pas. Ces disciplines sont l'épidémiologie, l'analyse du risque, l'histoire, l'étude des sciences et des techniques et le génie des procédés. Cela étant, nous avons essayé d'utiliser de manière rigoureuse les méthodes et les apports de ces disciplines.

Cette thèse s'appuie sur l'état de l'art dans ces différentes disciplines. Cela ne permet pas nécessairement de produire de nouvelles connaissances dans chaque discipline prise individuellement, mais la mobilisation de plusieurs perspectives nous a semblé nécessaire afin

de saisir les enjeux et gérer au mieux les limites de notre recherche, d'une part, et de tenter de dégager une vision systémique de notre objet d'étude, d'autre part.

L'objectif de cette thèse n'est pas d'essayer de faire une évaluation précise du rôle du TAE dans la santé publique, car celui-ci dépend des contextes historiques, géographiques et techniques de son installation. Notre objectif n'est pas non plus d'apporter une solution sans risque à la gestion de fèces humaines. Nous visons plutôt à ouvrir un espace de réflexion autour des façons alternatives de gérer les matières fécales et à accompagner l'émergence de nouveaux systèmes d'assainissement qui minimisent le risque de santé publique, et cela dans le contexte du changement global. En définitive, il s'agit, en prenant en compte les bouleversements écologiques et sociaux auxquels est confrontée l'humanité, de tenter de contribuer à ce que pourrait être le génie sanitaire du XXI^e siècle, en s'attachant en particulier à la question du risque sanitaire dans la gestion des matières fécales humaines.

Le sujet des effets des modes de gestion des matières fécales sur la santé publique est un sujet peu abordé dans le champ de la recherche française. Si des recherches au niveau international sont réalisées, il n'existe pas de communauté structurée en France qui aborde ce sujet. Cette absence de communauté scientifique à l'échelle nationale a compliqué notre démarche de recherche, en nous obligeant entre autres à rechercher l'aide de personnes issues d'autres domaines et qui ont accepté de contribuer au projet.

Outre les apports du comité de thèse, notre travail s'appuie également sur les connaissances des acteurs de la séparation à la source partagées lors de voyages d'études en France et en Europe ou lors de participations aux activités du Réseau de l'Assainissement Ecologique (RAE). En parallèle, nous avons contacté les acteurs de la recherche sur les transmissions des maladies infectieuses travaillant dans les organismes de santé, tels que Santé Publique France (SPF), les centres nationaux de références pour la lutte contre les maladies transmissibles (CNR) ou les agences régionales de santé (ARS) ainsi que de très nombreux chercheurs de toutes disciplines.

Pour répondre à la problématique que nous nous sommes posée, cette thèse s'articulera autour de 4 grandes parties :

- dans la première partie, nous exposons les connaissances nécessaires à la compréhension des enjeux sanitaires associés à la gestion des matières fécales humaines. Nous

définissons la notion de risque infectieux entérique (RIE) ainsi que les différents facteurs qui influencent ce risque, et nous définissons le rôle de la gestion des matières fécales dans la protection de la santé publique face à ce risque ;

- dans la deuxième partie, nous étudions la gestion du RIE associé à la gestion des matières fécales par le TAE et ses effets sur la santé publique. À cette fin, nous essayons d'appréhender le rôle du TAE dans l'incidence des maladies infectieuses entériques (MIE) actuellement, à la fois dans les pays largement équipés d'égouts et dans des contextes géographiques où celui-ci est peu développé ;

- dans une troisième partie, nous nous intéressons au présupposé selon lequel la mise en place du TAE aurait fortement contribué à la santé publique. Pour cela nous étudions les auteurs ayant étudié les effets du développement du TAE sur la santé publique dans les villes industrialisées de la deuxième moitié du XIX^e siècle et de la première moitié du XX^e siècle en général. Nous nous demandons également comment le TAE est devenu le seul système de gestion de matières fécales considéré comme permettant de limiter le RIE dans les villes en étudiant le point de vue des ingénieurs sanitaires entre le moment où le TAE a été mise en place jusqu'à aujourd'hui ;

- enfin, dans la quatrième partie de la thèse, nous répertorions une série de systèmes d'assainissement autres que le système par la toilette à chasse d'eau et l'égout pour gérer les matières fécales humaines en milieu urbain. Nous analysons le risque sanitaire biologique que ces filières présentent et nous le comparons avec le système du TAE.

En conclusion, nous faisons le point sur la contribution du TAE à la gestion du RIE, nous comparons cette gestion avec celle de filières par séparation à la source.

1. Le risque infectieux entérique

Les avancées scientifiques ont permis de mettre en avant les interdépendances entre l'humain et son environnement, à l'échelle planétaire, avec le système Terre (Steffen et al., 2015), à une échelle plus locale, avec son lieu de vie, à une échelle encore plus proche de lui, avec le microbiote (Rosenberg et Zilber-Rosenberg, 2013).

L'humain vit en étroite relation avec des organismes de petite taille vivants à la surface de son corps dont l'interaction va lui permettre une adaptation à son environnement. Le microbiote humain le plus conséquent, qui a fait l'objet de multiples recherches et qui est largement médiatisé, est celui du système digestif (Fan et Pedersen, 2021).

Parallèlement, le microbiote intestinal peut contenir des organismes potentiellement pathogènes, à l'origine de maladies infectieuses entériques chez l'hôte, qui sont évacués, en même temps que les aliments non digérés, dans les matières fécales. Le danger qui résulte de l'exposition aux matières fécales et qui désigne indirectement l'ensemble des maladies liées à ces excréments porte le nom de péril fécal. Les maladies infectieuses associées au péril fécal sont la 2^e cause de mortalité chez les enfants de moins de 5 ans (IHME, 2020a) et de fortes disparités existent entre les pays.

Dans le premier chapitre de cette partie, nous essayons d'appréhender les facteurs à l'origine des effets bénéfiques sur l'humain de ceux qui ont un effet négatif pour la santé humaine au sein du microbiote intestinal et de comprendre les différences de conséquences sanitaires observées entre les pays.

Dans le deuxième chapitre, nous restreignons notre champ d'études à la seule variable microbiologique pour étudier le risque sanitaire issu de l'exposition aux organismes pathogènes.

Dans le troisième chapitre, nous étudions les voies de transmission des organismes pathogènes ainsi que les barrières à mettre en place pour les limiter et nous proposons d'analyser plus spécifiquement celle des modes de gestion des matières fécales.

1.1. D'organisme bénéfique à pathogène : un gradient complexe d'interactions humain/micro-organismes

Dans ce premier chapitre, nous essayons de comprendre les facteurs à l'origine de la différence des effets sanitaires des organismes présents dans le microbiote humain. Dans une première sous-section, nous étudions la relation de l'humain avec l'ensemble de son microbiote (sous-section 1.1.1), puis dans une seconde sous-section nous étudions plus spécifiquement les avantages que confère le microbiote intestinal à l'humain (sous-section 1.1.2).

1.1.1 La notion d'holobionte

Les humains abritent à la surface de leur corps, sur la peau, les organes sexuels, la bouche ou l'intestin, une grande variété d'organismes. Ces organismes sont variés : virus, bactéries, champignons, protozoaires, archées et vers. Ils participent aux cycles de transformation vitaux comme la dégradation de la matière organique en formes digestibles et la synthèse des vitamines ou encore à la défense contre les agents pathogènes. L'organisme supérieur abritant ces organismes est appelé hôte et l'ensemble de tous les organismes d'un hôte est appelé microbiote. Le microbiote est souvent utilisé pour faire référence aux organismes de très petite taille vivant à la surface de notre corps, les micro-organismes. Le terme micro-organisme signifie que l'organisme est invisible à l'œil nu or, certains organismes qui font partie du microbiote ont une taille bien plus importante comme, par exemple, les ascaris, vers parasites, qui peuvent atteindre 40cm de long. Nous conservons tout de même le terme microbiote au sens de « plus petit que l'hôte » et non pas au sens de « microscopique ».

L'hôte et l'ensemble de ses micro-organismes associés est nommé holobionte (Rosenberg et Zilber-Rosenberg, 2013). Le microbiote et l'hôte interagissent de manière à affecter la physiologie, la santé et l'aptitude de l'holobionte dans son environnement. L'holobionte (hôte + microbiote) avec son hologénome (génomme de l'hôte + génome du microbiote), agissant en consortium, fonctionne comme une entité biologique unique et donc comme un niveau de sélection dans l'évolution (Rosenberg et Zilber-Rosenberg, 2013). En cas de changement et de stress environnementaux, le microbiote peut s'adapter plus rapidement et par davantage de processus que l'organisme hôte seul et peut donc favoriser l'évolution de l'holobionte. Un certain nombre de facteurs affectent la diversité et l'abondance des symbiotes microbiens dans les

holobiontes, notamment la génétique, le sexe et les systèmes immunitaires innés et adaptatifs de l'hôte, le transfert du parent, la localisation, le régime alimentaire de l'hôte, le stade de développement et le vieillissement, la température, l'humidité, les bactériophages, etc. (Rosenberg et Zilber-Rosenberg, 2013).

On distingue trois types d'interactions entre l'hôte et ces organismes :

- la relation commensale, dans laquelle l'interaction est résolument bénéfique pour l'un des partenaires (l'hôte ou le microbiote) ;
- la relation mutualiste, impliquant des résultats bénéfiques pour tous les organismes impliqués ;
- la relation de parasitisme où l'un des deux organismes souffre de la relation.

Les organismes pouvant avoir un effet négatif pour l'hôte sont qualifiés de pathogènes. Ces organismes sont à l'origine de maladies dites infectieuses chez l'hôte. Les pathogènes sont des organismes dont le contact avec l'hôte s'est réalisé dans un passé proche. Les principales maladies infectieuses de l'humain moderne ont été contractées auprès d'autres animaux au cours des 10 000 dernières années, après l'apparition de l'agriculture et de l'élevage (Wolfe et al., 2007). Le développement de l'agriculture a permis la densification des populations, augmentant les interactions entre individus et animaux.

Deux hypothèses s'opposent pour déterminer l'évolution de la virulence de l'infection chez l'hôte. La première est que l'évolution dans la population hôte se fera vers une virulence microbienne/virale réduite (Levin, 1996), car la sélection favorisera les bactéries ou les virus qui non seulement se transmettent de manière infectieuse, mais persistent aussi plus longtemps dans les hôtes colonisés sans les tuer. Un contre-argument est que la sélection favorisera le niveau de virulence qui maximise le taux d'augmentation et de transmission de l'agent pathogène, conduisant ainsi à une virulence accrue. Par exemple, l'infection à *V. cholerae* provoque la production d'un grand volume de liquide dans l'intestin, ce qui entraîne une diarrhée sévère et la libération de *V. cholerae*. L'agent pathogène peut alors soit infecter un autre humain, par exemple via l'eau de boisson contaminée, soit retrouver son environnement aquatique naturel (Rosenberg et Zilber-Rosenberg, 2013).

La pathogénicité d'un organisme dépend de la souche infectante, variante génétique d'un organisme, de sa concentration dans l'environnement, ainsi que de l'état de santé de l'hôte

infecté. Ainsi, un organisme n'est pas jamais pathogène par essence. Sa pathogénicité s'exprime de façon multifactorielle dans sa relation avec l'organisme infecté. La pathogénicité est donc une caractéristique *relationnelle*. En suivant Casadevall, nous privilégions donc la notion d'organismes à potentiel pathogène (OPP) à celle d'organisme pathogène (Casadevall, 2017). Cette approche induit également qu'il n'y a pas d'organisme considéré comme « non pathogène ». Tout organisme a un potentiel pathogène, dépendant des conditions dans lesquelles il entre en relation avec un hôte. Certains organismes ont toutefois un potentiel pathogénique très faible. Dans la suite de cette thèse, nous nous concentrerons sur les organismes dont le potentiel pathogénique est considéré comme étant élevé par la communauté médicale.

1.1.2 Le microbiote intestinal

Le microbiote présent dans le tube digestif est qualifié de microbiote intestinal. L'intestin humain contient environ 3×10^{13} bactéries, dont plus de 99 % sont des organismes anaérobies (Sahakian et al., 2010). Ce nombre est à peu près équivalent au nombre total de cellules humaines dans le corps (Sender et al., 2016). Les études ont montré qu'il existe une communication circulaire entre le cerveau, l'intestin et le microbiote intestinal, et dans laquelle une perturbation peut provoquer une dérégulation dans l'ensemble du circuit pouvant avoir un effet sur le développement des maladies, de l'obésité et de plusieurs troubles psychiatriques et neurologiques (C. R. Martin et al., 2018). Cette importance du microbiote intestinal montre bien l'intérêt de la notion d'holobionte pour appréhender l'activité biologique d'un être humain qui ne peut être séparé de son microbiote dans l'analyse de son fonctionnement.

Il existe une variation considérable des espèces dans le microbiote intestinal entre les individus sains et chaque personne possède une diversité qui lui est propre (Eckburg et al., 2005; Faith et al., 2013), constituée d'une base d'environ 100 espèces communes à tous les humains et des centaines à des milliers d'espèces microbiennes qui sont présentes dans une combinaison unique à chaque individu (Rosenberg et Zilber-Rosenberg, 2013). Les communautés microbiennes humaines sont affectées par des facteurs tels que le mode de vie, les habitudes alimentaires, l'utilisation d'antibiotiques, ainsi que par le génotype, l'âge (Nam et al., 2011) et le sexe de l'hôte

(Mueller et al., 2006). De plus, cette variabilité évolue en fonction de la position dans le tube digestif avec un nombre qui s'accroît avec la proximité de l'anus (Figure 1.1).

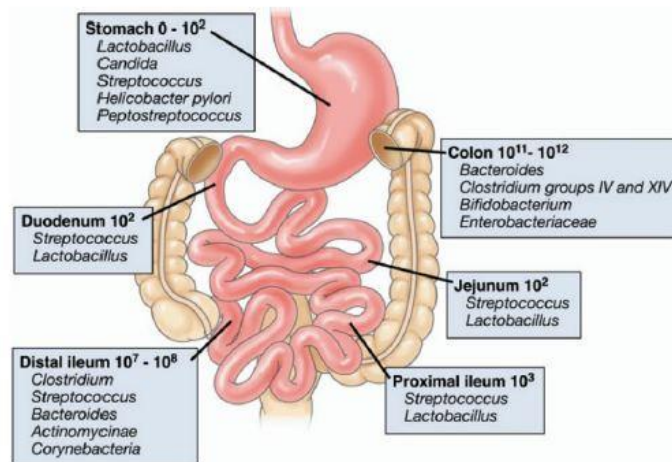


Figure 1.1 Composition et nombre de bactéries le long du tractus digestif, en organisme/g de contenu intestinal.

Source : Sartor (2008)

Le microbiote intestinal se transmet entre la mère et son enfant lors de l'accouchement naturel par voie vaginale et l'allaitement maternel, et avec l'environnement (Flandroy et al., 2018). Certains organismes se transmettent entre humains seulement, c'est le cas de la majorité des virus, alors que d'autres organismes peuvent également se transmettre à l'humain par des animaux. Des recherches menées en 1980 aux États-Unis ont montré la similitude dans la composition du microbiote entre des animaux de compagnie et leur propriétaire (Caugant et al., 1984).

1.1.2.1. Mutualisme humain-microbiote pour la digestion

Le microbiote intestinal remplit des fonctions essentielles qui définissent et contribuent à la physiologie de l'hôte. Ils participent entre autres au processus de digestion et obtiennent leur énergie à partir des molécules organiques que le système digestif humain n'a pas assimilées (fibres, amidon résistant, etc.), produisant vitamines et acides aminés pour l'hôte. En retour, l'intestin présente des conditions pour lesquels ces microbes sont adaptés (alimentation, régulation thermique, conditions anaérobies, etc.) (Rosenberg et Zilber-Rosenberg, 2013). Notons l'hypothèse émise par James Lovelock (1979) et développée par Esculier (2018) : « Du fait que les premiers organismes vivants ayant peuplé la planète Terre se sont développés dans des conditions anaérobies, suivant des métabolismes proches de ceux dont notre tractus gastro-

intestinal est le siège, Lovelock avance l'hypothèse selon laquelle les êtres humains sont avant tout des enveloppes corporelles qui permettent au microbiote intestinal de bénéficier de conditions de vie optimales. Cette hypothèse pourrait compléter la thèse des trois humiliations cosmologique, biologique et psychologique développée par Freud (1917) par une quatrième humiliation, microbiologique ».

1.1.2.2. Contribution à la protection contre les pathogènes

En plus d'avoir un rôle dans la dégradation de la matière organique, le microbiote sert aussi comme protection contre les pathogènes (Flandroy et al., 2018). Cette protection prend deux formes :

- la compétition directe avec les organismes pathogènes pour la nourriture et l'implantation ;
- la stimulation du système immunitaire de l'hôte.

L'un des arguments les plus forts en faveur du rôle du microbiote dans la lutte contre les maladies infectieuses est le traitement réussi de patients souffrant de diarrhée sévère causée par une infection à *Clostridium difficile* grâce à des transplantations fécales provenant de donneurs sains (Gough et al., 2011; van Nood et al., 2013). L'ingestion de matières fécales provenant d'un individu en bonne santé peut donc avoir un effet bénéfique sur la santé. Il a aussi été démontré que l'utilisation de vers considérés parasites a un effet bénéfique chez les personnes atteintes de la maladie de Crohn (Fleming et Weinstock, 2015; Garg et al., 2014; Maruszewska-Cheruiyot et al., 2018).

1.1.2.3. Dysbiose

Le système digestif, et plus précisément l'intestin, peut être vu comme un écosystème, c'est-à-dire un milieu avec des conditions de vie homogènes dans lequel se développent et interagissent les organismes qui y vivent. La prise d'antibiotique, l'abus d'alcool ou un changement du régime alimentaire peut perturber cet écosystème. On nomme cette perturbation dysbiose. Une dysbiose peut permettre à plusieurs espèces opportunistes normalement sous-dominantes de s'accroître pour combler une place laissée vide, provoquant une maladie chez l'hôte. C'est par exemple le cas lors d'une infection à *Clostridium difficile* ou à la levure *Candida albicans* responsable de la candidose intestinale. Une perturbation de la flore intestinale facilite la

colonisation du système digestif par un organisme exprimant alors une pathogénicité. Une autre origine de la dysbiose est l'accouchement par césarienne. Dans ce cas si, la dysbiose ne signifie pas une perturbation, mais une diversité amoindrie du microbiote du bébé comparé à une naissance par voie naturelle. Les bébés nés par césarienne souffriraient notamment d'un déficit en bactérie *Lactobacillus*, *Escherichia*, and *Bacteroides*, ce qui engendrerait chez le bébé, une exposition supérieure à des problèmes de santé, des troubles du développement, l'asthme, les allergies, l'obésité et des maladies auto-immunes. Une méthode est en test afin de pallier ce manque, l'ensemencement vaginal (Cunnington et al., 2016). Celle-ci consiste à incuber un tampon pendant plusieurs heures dans le vagin maternel qui est ensuite utilisé pour essuyer le visage du bébé après sa naissance.

1.1.3 Conclusion

Dans cette première partie, nous avons vu que l'humain a évolué au contact d'organismes de petite taille développant avec ces derniers une relation de coopération au point que cette association puisse être définie comme une entité à part entière, l'holobionte. Le système digestif humain forme un écosystème particulier où se développent et interagissent des organismes qui composent le microbiote intestinal.

Le développement de l'agriculture a permis la densification des populations, augmentant les interactions entre individus et animaux. Ces interactions sont à l'origine de la transmission d'organismes pouvant provoquer des maladies chez l'hôte. Cependant, la frontière entre un organisme bénéfique et organisme néfaste pour l'hôte est mince.

1.2. Les maladies infectieuses entériques

Les organismes pouvant avoir un effet négatif pour l'hôte sont usuellement qualifiés de pathogènes, nous les nommons plus précisément organismes à potentiel pathogène (OPP) (cf. 1.1 et Casadevall, 2017). Les OPP du système digestif sont à l'origine de maladies dites infectieuses entériques (MIE). Le Global Water Pathogens Project⁴ apporte des informations utiles sur les agents pathogènes présents dans les eaux usées, l'eau et l'environnement, dont une partie est reprise dans ce chapitre. À la différence de ce projet, nous prenons en compte tous les pathogènes présents dans les fèces et pas seulement ceux qui ont une transmission par l'eau. Dans une première section, nous définissons les différents groupes d'OPP existants ainsi que leurs caractéristiques (section 1.2.1). Dans une deuxième section, nous détaillons les effets cliniques des différents OPP sur la santé publique et nous essayons d'appréhender la variabilité des effets (section 1.2.2). Nous proposons une conclusion du chapitre à la fin de celui-ci (section 1.2.3).

1.2.1 Les groupes d'organismes entériques à potentiel pathogène

Les OPP présents dans les fèces appartiennent à quatre groupes : les virus, les bactéries, les protozoaires et les vers intestinaux. Il est également possible que des champignons et des prions soient présents, mais nous n'avons pas effectué de recherche sur ces groupes. Les groupes d'OPP ne possèdent pas le même niveau de classification. Les archées et les bactéries sont des domaines, représentés en bleu et en vert sur la Figure 1.2, alors que les autres organismes (vers, protistes) sont des sous-embranchements des eucaryotes, en rose. Les termes utilisés ne possèdent donc pas les mêmes échelles de comparaison.

⁴ Le Global Water Pathogens Project est un réseau international de scientifiques, d'ingénieurs et de professionnels de la santé publique qui se consacrent à la sécurité de l'eau et de l'assainissement (www.waterpathogens.org)

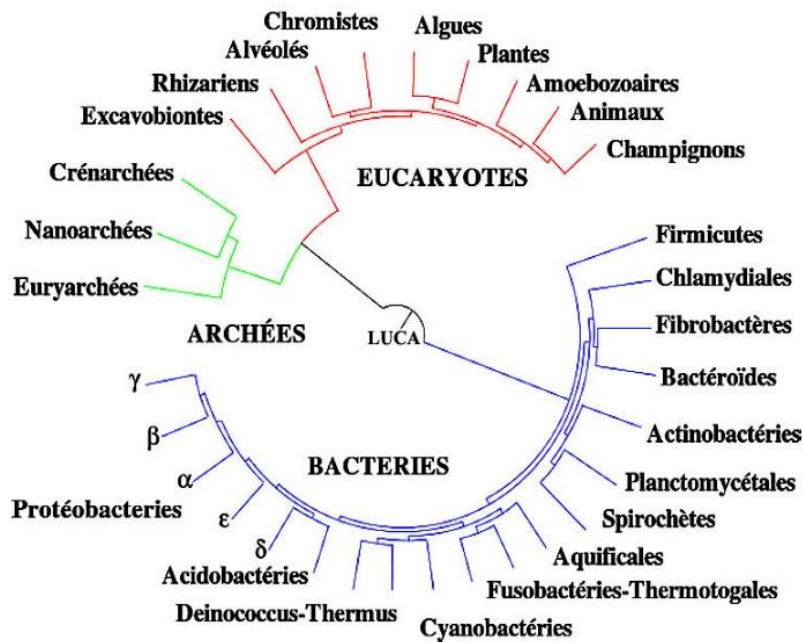


Figure 1.2 : Arbre de vie phylogénétique, les trois couleurs représentent les trois domaines de la vie : en rose les eucaryotes, en bleu les bactéries et en vert les archées.

Source : Ciccarelli et al. (2006)

1.2.1.1. Les virus

Les virus sont des organismes de très petite taille qui varient d'environ 0,02 à 0,1 μ m. Ils sont composés de deux éléments principaux, le génome viral, qui peut être de l'acide ribonucléique (ARN) ou d'acide désoxyribonucléique (ADN), et la capsidie protéique qui entoure le génome.

Les virus n'ont pas de métabolisme, ne remplissent pas de fonctions respiratoires ou biosynthétiques et ne peuvent pas se reproduire de manière autonome sans hôte. Ce sont des parasites intracellulaires obligatoires, c'est-à-dire qu'ils doivent entrer dans la cellule de l'hôte pour se reproduire, à la différence des protozoaires ou des vers intestinaux qui restent à la surface de l'organisme.

Comme eux, ils ne peuvent se reproduire sans hôte, mais peuvent survivre dans l'environnement. On distingue deux types de virus, les virus enveloppés d'une structure externe et les non enveloppés. Les virus non enveloppés sont plus résistants dans l'environnement (Firquet et al., 2015). La majorité des virus entériques sont non enveloppés.

Étant donné que pour se reproduire, les virus doivent pénétrer dans la cellule, ceux-ci sont très spécifiques à l'hôte. Ils sont génétiquement diversifiés et capables de s'adapter aux conditions changeantes des cellules hôtes et de l'environnement (Hulo et al., 2011). Par exemple, il existe actuellement 39 géotypes de norovirus (Vinjé, 2015). Les études récentes ont montré l'émergence de virus pouvant se transmettre par le système digestif tel que les Salivirus (Itta et al., 2016) ou les Aichivirus (Rivadulla et Romalde, 2020).

Les virus entériques sont la principale cause de MIE dans les pays développés (2.2.1)

1.2.1.2. Les bactéries

Les bactéries sont des organismes unicellulaires à structure procaryote, c'est-à-dire sans noyau individualisé. Elles ont une structure rudimentaire, suffisante pour assurer leurs fonctions vitales : se nourrir, éliminer ses déchets et se reproduire. Elles possèdent des voies métaboliques fournissant l'énergie chimique nécessaire à la vie des cellules extrêmement diversifiées et ont la possibilité de croître dans des milieux très hostiles, sans air ni lumière. Parmi les quatre groupes d'OPP, ce sont les seules pouvant se multiplier dans l'environnement, sans hôte.

Il existe plusieurs morphologies de bactéries, mais trois des plus courantes sont le bacille (en forme de bâtonnet, par exemple *Aeromonas*, *Escherichia coli*), le coccus (sphérique, par exemple *Staphylococcus aureus*) ou le spirillum (bâtonnets hélicoïdaux, par exemple *Arcobacter*, *Campylobacter*, *Helicobacter pylori*) (Aw, 2018). La taille des bactéries varie de 0,2 à 2 μm .

Parmi les bactéries, certaines sont utilisées comme indicateurs de contamination fécale, telles que les coliformes fécaux, *E. coli*, les entérocoques et *Clostridium perfringens*.

1.2.1.3. Les vers intestinaux

Les vers intestinaux, également appelés helminthes ou vers parasites, sont des organismes eucaryotes. Les eucaryotes sont des êtres vivants unicellulaires ou multicellulaires, et comparés aux procaryotes, l'information génétique est contenue dans un noyau limité par une enveloppe nucléaire. Les eucaryotes possèdent également de nombreux organites (mitochondries et

chloroplastes) qui remplissent les fonctions énergétiques de la cellule. Parmi les eucaryotes, les humains font partie, comme les vers intestinaux, du règne animal. Les animaux sont fondamentalement aérobies, c'est-à-dire que leur métabolisme nécessite l'apport de dioxygène.

Les vers intestinaux vont subir un ensemble de transformations, succession de stades dans un même ordre qui portent le nom de cycle. Dans le cas des vers intestinaux, ceux-ci peuvent avoir plusieurs hôtes. On parlera alors d'hôtes intermédiaires lorsqu'ils hébergent un stade larvaire du parasite, et d'hôte définitif lorsqu'ils hébergent le stade sexué du parasite.

Les vers intestinaux comprennent plusieurs groupes : les cestodes (*ténias*), les nématodes (ou vers ronds) et les trématodes (ou douves) :

- les cestodes sont des vers plats et hermaphrodites, dotés d'organes reproducteurs mâles et femelles. Les *Taenia spp*, *Echinococcus spp* et *Diphyllobothriidae* ou *Hymenolepis* font partie de ce groupe. Les ténias adultes mesurent de 5 à 10 m de long ;

- les nématodes ont une structure cylindrique et sont dioïques, c'est-à-dire porteurs de structures reproductrices distinctes, mâles ou femelles. Ils sont recouverts d'une épaisse cuticule. Parmi les nématodes, les 2 sous-groupes ankylostomes et trichocéphales (*Trichuris spp*) et les *ascaris* sont responsables d'une grande partie des MIE dues à des vers intestinaux dans le monde ;

- les trématodes sont des vers plats dont la longueur varie de quelques millimètres à 8 cm. Les trématodes sont hermaphrodites, à l'exception de la douve du sang (*Schistosoma spp.*), qui est dioïque. Parmi les autres trématodes, citons *Fasciola spp*, *Paragonimus*, les douves intestinales (*Heterophyidae* et *Echinostomatidae*) et les douves hépatiques (*Clonorchis sinensis*, *Opisthorchis spp* et *Metorchis spp*).

Les helminthes peuvent être présents sous forme d'œufs dans les excréments humains déposés sur le sol et peuvent persister dans les sols humides pendant des années. Les œufs excrétés dans les selles mûrissent dans le sol, ce qui prend de quelques jours à quelques semaines en fonction de l'helminthe et des conditions environnementales. L'homme peut être exposé aux helminthes soit par la pénétration de larves d'helminthes matures sur la peau lors d'un contact avec un sol contaminé pour certaines espèces, soit par l'ingestion d'œufs matures dans des aliments ou de

l'eau contaminés. Les infections à helminthes transmises par le sol se rencontrent principalement dans les régions au climat chaud et humide.

1.2.1.4. Les protozoaires

Les protozoaires sont des organismes unicellulaires eucaryotes. Ils étaient, en classification classique, le quatrième règne du domaine des eucaryotes, mais on les définit actuellement par exclusion, c'est-à-dire que ce sont tous les eucaryotes n'appartenant ni aux champignons, ni aux plantes, ni aux animaux.

Seuls les protozoaires hétérotrophes font partie du microbiote humain. Les protozoaires sont pour la plupart microscopiques et leur taille varie de 10 à 200 μm . De nombreux protistes, en particulier les protozoaires, sont des pathogènes, des parasites obligatoires qui doivent infecter d'autres organismes pour survivre et se propager (Aw, 2018).

Les protozoaires ont la capacité de produire des kystes lorsque les conditions environnementales ne sont pas favorables. À la différence des spores produits par les champignons ou les bactéries, les kystes ne sont pas des cellules reproductrices, mais un assemblage de cellules entourées d'une fine coque. D'autres protozoaires produisent des oocytes qui sont des œufs encapsulés pouvant produire des petits organismes infectieux individuels appelés sporozoïtes.

Les OPP comprennent également des champignons et des prions, ces derniers sont peu étudiés dans la transmission des maladies infectieuses d'origine entériques.

1.2.2 Dangerosité des OPP entériques

La Directive 2000/54/CE pour la protection des travailleurs contre les risques liés à l'exposition à des agents biologiques au travail classe les OPP en fonction de leur dangerosité. En plus des effets sur la santé, elle prend également en compte l'existence d'une prophylaxie et d'un traitement efficace dans son classement. Elle définit quatre classes d'OPP en fonction de la gravité croissante du risque d'infection qu'ils représentent pour l'humain (Tableau 1.1).

Tableau 1.1 : Définition des catégories de dangerosité (de 1 à 4) des agents biologiques, issue de la classification française

Source : Directive 2000/54/CE

Groupe	1	2	3	4
Pathogénicité chez l'Homme	Non	Oui	Oui	Oui
Danger pour les travailleurs	-	Oui	Oui	Oui
Propagation dans la collectivité	-	Peu probable	Possible	Risque élevé
Existence d'une prophylaxie et/ou d'un traitement efficace	-	Oui	Oui	Non
Exemple de maladie infectieuse	-	Norovirus	Shigella dysenteriae	-

Plus de 80% des OPP entériques sont classés dans le groupe 2 (Tableau 1.2). Ce groupe comprend les agents biologiques pouvant provoquer une maladie chez l'humain et constituer un danger pour la santé humaine. Leur propagation dans la communauté est peu probable et il existe généralement une prophylaxie et un traitement efficace. Seuls certains *Escherichia coli* (souches entérohémorragiques (EHEC)), *Salmonella typhi*, *Shigella dysenteriae*, *Yersinia pestis*, les *poliovirus*, le virus de l'hépatite E et *Taenia solium* sont classés dans le groupe 3. Le groupe 3 est différencié du groupe 2 par le danger sérieux que ces organismes peuvent provoquer sur la santé. Il n'y a pas d'OPP entérique classé dans le groupe 4.

Tableau 1.2 : Classifications des OPP entériques en fonction de la classe de danger. Dans le cas où aucune classe n'était attribuée pour un OPP dans la classification française, la classification allemande a été utilisée. Certains OPP entériques ne sont pas référencés dans les deux classifications. Définition des sigles : (*) : Normalement pas transmissible par l'air, A : effets allergisants, T : produit des toxines, V : vaccin efficace disponible, Z : zoonose

Agent biologique	Classification	Sigles et symboles
Bactéries		
<i>Aeromonas spp</i>	2	
<i>Campylobacter jejuni/coli</i>	2	Z
<i>Clostridium spp</i>	2	T
<i>Escherichia coli</i> (souches entérohémorragiques (EHEC), par exemple O157:H7 ou O103)	3	T(*)/Z
<i>Escherichia coli</i> (autres souches)	2	
<i>Helicobacter pylori</i>	2	
<i>Listeria monocytogenes</i>	2	
<i>Plesiomonas shigelloides</i>	2	
<i>Salmonella typhi</i>	3	V(*)
<i>Salmonella non typhi</i>	2	Z
<i>Shigella dysenteriae</i> (type I = sérovar I)	3	T(*)
<i>Shigella non dysenteriae</i>	2	
<i>Vibrio cholerae</i>	2	T/V/Z
<i>Yersinia pestis</i>	3	V/Z
<i>Yersinia spp</i>	2	Z
Virus		
<i>Adénovirus humain</i>	2	
<i>Aichivirus</i>	2	
<i>Astrovirus</i>	2	
<i>Calicivirus</i>		
<i>Norovirus</i>	2	Z
<i>Coxsackievirus</i>		
<i>Paréchovirus</i>	2	
<i>Entérovirus humain</i>	2	
<i>Hépatite A</i>	2	V/Z
<i>Hépatite E</i>	3	(*)
<i>Poliovirus</i>	3	

<i>Rotavirus</i>	2	
<i>Sapovirus</i>	1	
Protozoaires		
<i>Cryptosporidium parvum</i>	2	Z
<i>Cryptosporidium spp</i>	2	
<i>Cyclospora cayetanensis</i>	2	Z
<i>Entamoeba histolytica</i>	2	Z
<i>Giardia intestinalis</i>	2	Z
Helminthes		
<i>Ascaris lumbricoides</i>	2	A/Z
<i>Ancylostoma duodenale</i>	2	Z
<i>Clonorchis sinensis</i>	2	Z
<i>Diphyllobothrium latum</i>	2	Z
<i>Echinostoma spp</i>	2	Z
<i>Enterobius vermicularis</i>	2	
<i>Fasciola hepatica</i>	2	Z
<i>Fasciola gigantica</i>	2	Z
<i>Hymenolepis spp</i>	2	Z
<i>Metorchis spp</i>	2	Z
<i>Necator americanus</i>	2	Z
<i>Opisthorchis viverrini</i>	2	Z
<i>Paragonimus spp</i>	2	Z
<i>Schistosoma spp</i>	2	Z
<i>Strongyloides stercoralis</i>	2	Z
<i>Taenia saginata</i>	2	Z
<i>Taenia solium</i>	3	(*)Z
<i>Toxocara canis</i>	2	Z
<i>Trichuris trichiura</i>	2	Z
<i>Trichinella spp</i>	2	Z
Champignons		
<i>Enterocytozoon bieneusi</i>	2	Z

1.2.2.1. Effets cliniques des maladies infectieuses entériques

Les effets cliniques dus à une MIE se présentent souvent comme un épisode aigu de diarrhées et de vomissements chez des personnes par ailleurs en bonne santé, du fait d'une inflammation de la muqueuse du tube digestif⁵. Ces maladies peuvent également être appelées maladies diarrhéiques ou maladies féco-orales ou gastro-entérites. Certaines MIE peuvent également ne pas provoquer de diarrhées ou de vomissements telles que les infections liées aux vers intestinaux ou au *poliovirus*. Selon le type d'infection, la diarrhée peut être aqueuse (par exemple dans le choléra) ou sanguinolente (dans la dysenterie par exemple). D'autres circonstances peuvent provoquer des symptômes similaires, mais ne pas être dues à une maladie infectieuse entérique, telles que les intoxications alimentaires, des maladies entériques non infectieuses (Tableau 1.3).

Tableau 1.3 : Circonstances pouvant causer des symptômes de diarrhées et de vomissement, mais qui ne sont pas dus à une infection entérique par un OPP.

Source : d'après Tam et al (2012))

Intoxications alimentaires
Produits chimiques ex : histamine, dioxine
Métaux lourds ex : mercure
Mycotoxines
Botulisme
Maladies entériques non infectieuses
Syndrôme de l'intestin irritable
Maladies provoquant un inflammation de l'intestin ex : maladie de Crohn
Intolérances alimentaires
Alcool

La diarrhée sévère peut mettre l'existence en danger du fait d'une déshydratation, comme dans la diarrhée aqueuse, notamment chez les nouveau-nés et les jeunes enfants, les personnes sous-alimentées et celles dont l'immunité est affaiblie. L'impact de la diarrhée persistante, ou à répétition, sur l'état nutritionnel et l'effet de la malnutrition sur la sensibilité à la diarrhée infectieuse peuvent être liés et résulter en un cercle vicieux chez les enfants, notamment dans les pays en développement. Un moyen pour limiter les conséquences sanitaires des MIE est de

⁵ Les hépatites virales provoquent également une inflammation des cellules du foie

réhydrater les personnes malades. Les soins apportés portent le nom de thérapie de réhydratation orale ou solution de réhydratation orale (SRO). Ils sont composés de 3 éléments :

- de l'eau potable
- des sels, aussi appelés électrolytes, substances conductrices en raison de la présence d'ions mobiles
- des hydrates de carbone, typiquement sous forme de sucre.

Les soins de réhydratation ont permis de drastiquement diminuer les conséquences sanitaires associées à des épidémies de choléra notamment, maladie provoquant une déshydratation rapide du malade (Fontaine et al., 2007).

En plus de la diarrhée, il peut également y avoir des troubles systémiques accompagnés de fièvre et des complications, par exemple le syndrome hémolytique et urémique (SHU) en cas d'infection à *E. coli* producteur de shigatoxine (STEC ou EHEC).

1.2.2.2. Variabilité des effets sanitaires

Il existe une forte variabilité clinique entre les individus suite à l'exposition à un organisme qui va de la non-infection, à l'infection asymptomatique (sans symptôme) et divers niveaux de morbidité et de mortalité. De manière générale, les personnes les plus sensibles sont les enfants, les personnes âgées de plus de 65 ans (Tam et al., 2012), ainsi que les personnes immunodéprimées du fait d'une plus faible défense immunitaire.

Casanova et Abel ont proposé quatre théories interdépendantes permettant d'expliquer cette variabilité qu'ils divisent en deux groupes, les variabilités associées à l'environnement et les variabilités qui sont associées à l'hôte (Casanova et Abel, 2013) (Figure 1.3) :

- variabilité microbienne (qualitative et quantitative) dans la théorie microbiologique ;
- variabilité environnementale (influence la survie et la transmission de l'organisme (conditions propices au développement des organismes, zoonose, réchauffement climatique)) dans la théorie écologique ;
- variabilité de l'immunité somatique (mutation génétique non transmise à la descendance) (immunité innée et adaptative) dans la théorie immunologique (ou somatique) ;
- variabilité de l'immunité germinale (mutations génétiques transmises à la descendance) (immunité intrinsèque, innée et adaptative) dans la théorie génétique.

À ces quatre variabilités, nous en proposons deux autres :

- variabilité de la santé mentale (influence des effets psychosociaux sur les maladies infectieuses) dans la théorie psychologique (Cohen, 1994) ;
- variabilité du microbiote (diversité et la stabilité) dans la théorie microbiotique (Gough et al., 2011).

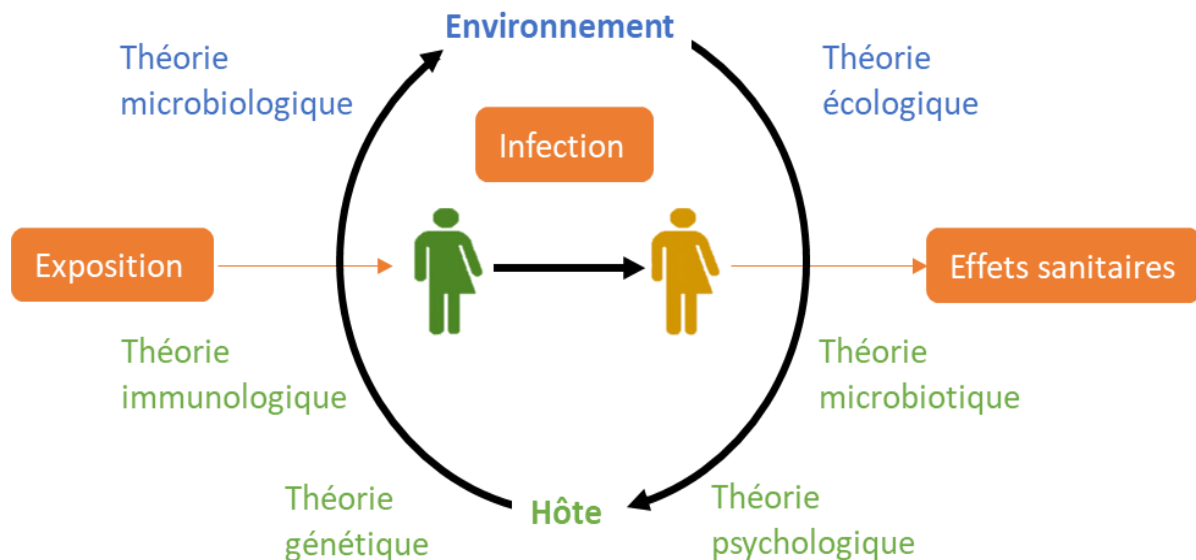


Figure 1.3 : Six théories expliquant les variabilités cliniques observées suite à l'exposition à un organisme.

Source : adapté de Casanova and Abel (2013)

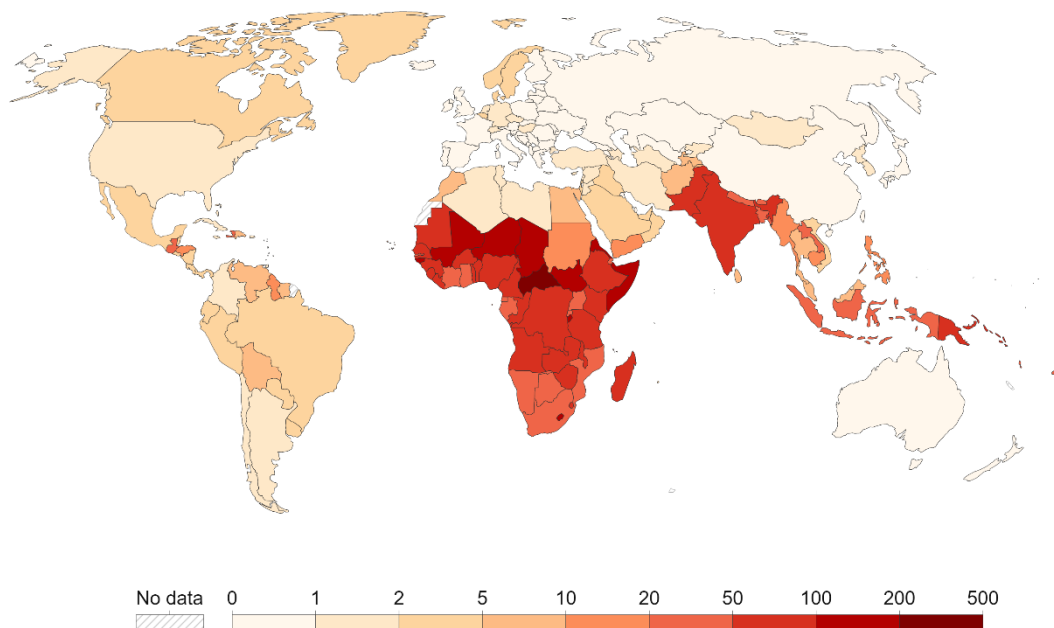
L'ensemble des théories avancées pour expliquer les variations cliniques observées suite à l'exposition à un organisme n'est pas sans rappeler l'approche *One Health* (« une seule santé »). Les articles de Zinsstag et Gibbs décrivent cette approche comme étant : « une approche intégrée, systémique et unifiée de la santé publique, animale et environnementale, aux échelles locales, nationales et planétaires. Elle vise notamment à mieux affronter les maladies émergentes et à risque pandémique, en tenant mieux compte des interdépendances qui lient le fonctionnement des écosystèmes, les pratiques socio-écosystémiques et la santé des populations humaines, animales et végétales. » (Gibbs, 2014; Zinsstag et al., 2011). Les six théories mentionnées précédemment visent à favoriser une appréhension intégrée et systémique des risques infectieux cohérente avec l'approche *One Health*. Cette approche systémique augmente toutefois nettement le niveau de complexité de l'analyse et il reste méthodologiquement difficile de dépasser l'approche classique microbiologique dans l'analyse des risques infectieux.

1.2.2.3. Les conséquences sanitaires des maladies infectieuses entériques

La mortalité associée aux maladies diarrhéiques était estimée à 1,75 million en 2019 dans le Monde, soit 23 décès pour 100 000 habitants (IHME, 2020a). Les chiffres concernent les maladies diarrhéiques qui ne comprennent pas toutes les MIE (voir sous-section 1.2.2.1). De 1990 à 2019, le taux de mortalité a diminué de 42%, mais elle reste la deuxième cause de mortalité chez l'enfant de moins de cinq ans (525 000 décès chaque année), la première étant la pneumonie (IHME, 2020a). Le taux de mortalité est très élevé en Afrique, en Inde, en Indonésie ainsi qu'en Amérique centrale où il peut atteindre 150 morts pour 100 000 habitants, soit une personne sur 500 environ (Figure 1.4). Dans la majeure partie du reste du monde, les taux sont inférieurs à 5 pour 100 000 et, dans certains cas, à 1 pour 100 000.

Death rate from diarrheal diseases, 2019

The annual number of deaths from diarrheal diseases per 100,000 people



Source: IHME, Global Burden of Disease (2019)

OurWorldInData.org/diarrheal-diseases • CC BY

Note: To allow comparisons between countries and over time this metric is age-standardized.

Figure 1.4 : Ratio pour 100 000 habitants de la mortalité associée aux MIE dans le monde en 2019

Source : issu de Our World in Data.org

Pour tenter d'appréhender les raisons de cette forte disparité associée à la mortalité due aux MIE entre les pays, nous avons comparé la mortalité associée aux MIE dans 200 pays à plusieurs facteurs, notamment l'utilisation d'un système d'assainissement considéré comme

sûr, la connexion à l'eau potable, les dépenses courantes en santé, le PIB et l'apport journalier calorifique (Figure 1.5).

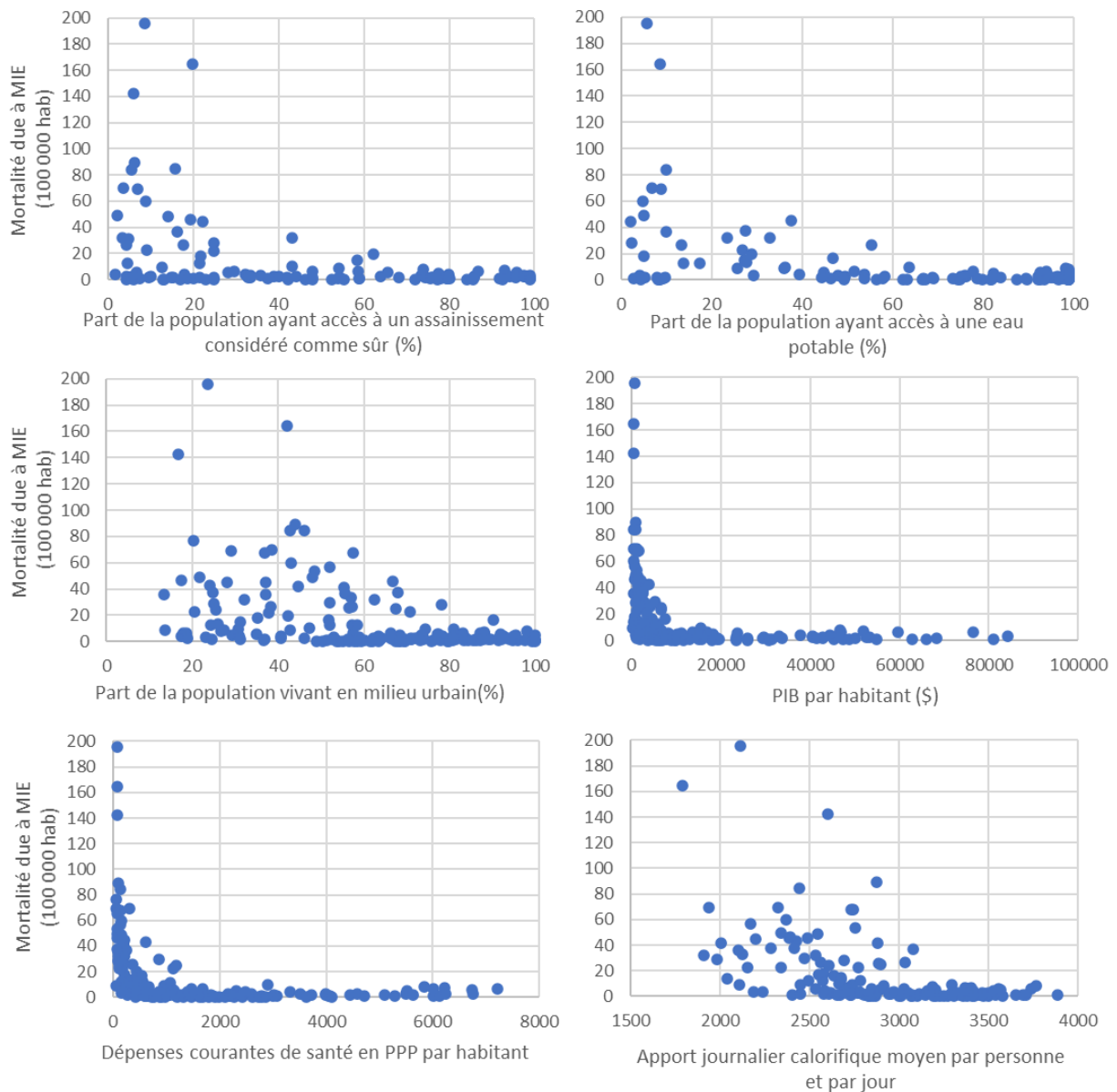


Figure 1.5 : le taux de mortalité par pays dû à une MIE pour 100 000 habitants (source : ourworldindata) par pays (200) en fonction de plusieurs facteurs : le pourcentage de la population ayant accès à un assainissement considéré comme sûr (source : ourworldindata), le pourcentage de population ayant accès à une eau de boisson gérée en toute sécurité (source : ourworldindata), le PIB par habitant (\$) (source : data.worldbank), les dépenses courantes de santé par habitant et par an (\$) (source : data.worldbank), l'apport calorifique quotidien par personne (kcal) (source : UN FAO)

Sur la figure, nous pouvons observer que les conséquences sanitaires des MIE semblent très fortement corrélées avec le PIB et les dépenses courantes de santé par habitant, fortement

corrélées avec la connexion à un assainissement considéré comme sûr et à l'eau potable et moyennement corrélées avec la part de population vivant en milieu urbain ou l'apport calorifique journalier. Il est intéressant d'observer que la part de population urbaine est positivement corrélée avec la mortalité due aux MIE alors que la proximité entre individus est un facteur aggravant de la transmission des maladies infectieuses. L'environnement urbain semble présenter des avantages pour limiter les conséquences sanitaires.

Malgré le recul observé de la mortalité associée aux MIE, l'OMS a annoncé le 26 octobre 2022 que le risque de choléra au niveau mondial était évalué comme étant très élevé, demeurant une menace mondiale pour la santé publique et un indicateur d'inégalité et d'insuffisance de développement social (OMS, 2022a). Depuis 2021, on assiste à une hausse du nombre de cas de choléra, dont la distribution géographique dans le monde augmente elle aussi. En 2021, 23 pays, principalement d'Afrique et de la Méditerranée orientale, ont signalé des flambées de choléra. Cette tendance s'est poursuivie en 2022. L'augmentation des crises humanitaires liées aux conflits, aux catastrophes naturelles et l'instabilité politique sont des causes qui expliquent cette recrudescence. De manière générale, ces 20 dernières années, plusieurs épidémies ou pandémies de maladies infectieuses se sont déclarées : l'épidémie de coronavirus du syndrome respiratoire aigu sévère (2003), la pandémie de grippe porcine (2009), l'épidémie de coronavirus du syndrome respiratoire du Moyen-Orient (2012), l'épidémie de maladie à virus Ebola en Afrique de l'Ouest (2013-2016), la maladie à virus Zika (2015), la pandémie de Covid-19 (2020), etc. (Baker et al., 2022). Une combinaison de facteurs peut contribuer à l'émergence et à la propagation de maladies infectieuses, notamment :

- l'augmentation de la vitesse et du volume des transports internationaux d'êtres humains, d'animaux et de produits ;
- l'expansion et l'intensification de l'agriculture, ainsi que les nouvelles pratiques d'élevage et de production alimentaire liées à la production croissante de produits animaux ;
- la démographie et le nombre croissant de personnes immunodéprimées, conséquence du vieillissement de la population ;
- des facteurs écologiques tels que le changement climatique, ainsi que l'urbanisation, l'utilisation des sols et la déforestation, qui augmentent les contacts entre les humains, les animaux domestiques et la faune sauvage, créant ainsi davantage de possibilités de transmission de maladies de l'animal à l'humain ;
- des facteurs associés à l'agent pathogène, tel que le développement d'une virulence accrue ou d'une résistance aux médicaments, l'adaptation à de nouveaux vecteurs et hôtes, ainsi

que la mutation et la recombinaison chez l'humain et d'autres animaux après exposition à des agents pathogènes multiples (par exemple, virus d'origine alimentaire ou virus de la grippe).

En parallèle, l'émergence rapide de bactéries multirésistantes (BMR) aux antibiotiques due à leur consommation et leur dissémination dans l'environnement met en danger l'efficacité des traitements contre les maladies infectieuses. La résistance aux antimicrobiens est l'une des principales causes de décès dans le monde, la charge de morbidité étant la plus élevée dans les pays à faibles ressources (Murray et al., 2022).

Il semblerait que les risques sanitaires associés à l'exposition à des OPP dépendent de l'état de santé générale de la population et d'une combinaison de facteurs pouvant contribuer à l'émergence et à la propagation de maladies infectieuses

1.2.3 Conclusion

Les OPP entériques présents dans les fèces peuvent être classés en quatre groupes présentant des caractéristiques propres.

Le risque sanitaire entérique est la combinaison de deux facteurs qui sont l'exposition et le danger que l'on peut traduire par les effets cliniques de la personne exposée. Ces effets cliniques dépendent de plusieurs variables invitant à favoriser des approches de type One Health.

Les conséquences sanitaires des MIE sont très faibles dans les pays du nord par rapport à ceux du sud.

1.3. La transmission des OPP entériques

Le risque sanitaire est défini comme la probabilité que survienne un événement nuisible à la santé (effets cliniques) d'un individu, ou d'un groupe d'individus, suite à l'exposition à un OPP. Cependant, l'étude des MIE de manière globale dans une perspective systémique prenant en compte toutes les variables de l'effet sanitaire est compliquée. La manière la plus simple d'appréhender le risque infectieux entérique est de prendre en compte seulement la variable microbiologique. C'est sur cette variable que sont basées les recommandations de l'OMS pour définir un risque considéré comme « tolérable » (OMS, 2017). Pour définir un risque considéré comme « tolérable », l'OMS utilise des modèles dose-réponse élaborés à partir d'essais cliniques, aussi appelés études de cohortes, qui consistent à suivre dans le temps une population définie (la cohorte) et de comparer l'incidence d'un événement (la présence de symptôme) observée en fonction de la concentration en organisme reçue. Ces modèles doses réponses prennent seulement en compte la voie d'exposition et la variable microbiologique (Dufour, 2003).

En se basant seulement sur la variable microbiologique, on occulte les effets des autres variables qui peuvent influencer le danger, l'aggravant ou le réduisant. Du fait de la difficulté de prendre les autres variables de danger en compte, nous étudions seulement la variable microbiologique tout en sachant que celle-ci n'est qu'une des variables permettant l'analyse de risque sanitaire. Nous étudions les différentes voies de transmission des OPP dans l'environnement (sous-section 1.3.1). Enfin, dans une dernière sous-section, nous étudions les différentes barrières pouvant être mises en place pour limiter cette transmission (sous-section 1.3.2). Nous proposons une conclusion du chapitre à la fin de celui-ci (sous-section 1.3.3).

1.3.1 Les voies de transmission

Nous définissons les voies de transmission comme étant la composante de l'excrétion des OPP d'un hôte infecté, celle-ci entraînant une contamination de l'environnement et l'exposition et l'entrée des OPP dans un nouvel hôte (Figure 1.6).

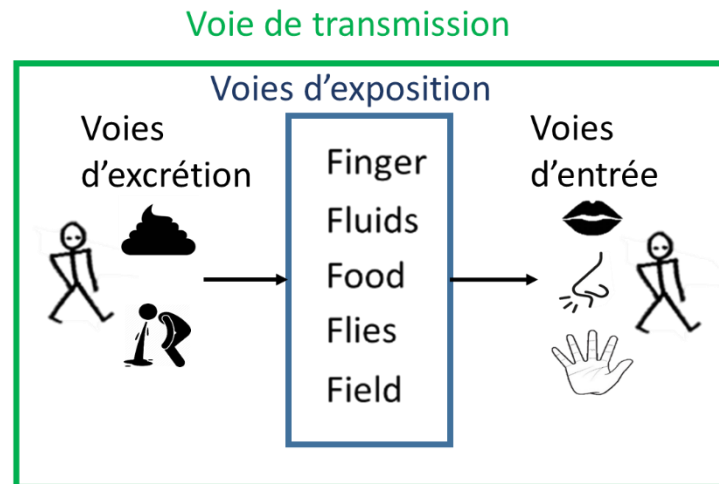


Figure 1.6 : Composition des voies de transmission à travers l'excrétion des OPP, l'exposition et l'entrée des OPP dans un nouvel hôte

Source : Adaptée de Curtis (1998)

Il peut y avoir une transmission directe de personne à personne ou de l'animal à l'humain, ou indirectement par l'environnement. La Figure 1.7 adaptée de Curtis (1998) montre un certain nombre de voies de transmission potentielles. La voie de transmission la plus simple est le transfert direct d'un OPP d'humain à humain, par des mains mal lavées après être allées aux toilettes (1a). Cette transmission peut également avoir lieu de manière indirecte par l'environnement (1b). Une possibilité un peu plus compliquée est que l'OPP se multiplie dans l'environnement préalablement à l'infection (1c). Cette capacité à croître et à se multiplier dans diverses matrices environnementales est propre aux bactéries. En revanche, les virus et les protozoaires, qui sont des parasites obligatoires, ne peuvent pas se multiplier dans l'environnement, mais sont capables de persister. L'OPP augmente ainsi les chances de rencontrer et de coloniser un nouvel hôte humain. Les deux prochaines voies de transmission concernent les OPP à caractère zoonotique. La troisième possibilité concerne les OPP qui nécessitent obligatoirement un hôte animal intermédiaire pour se développer (ex : *taenia solium*), avant d'être ingérées par un nouvel hôte humain, c'est la voie de transmission du *taenia* par exemple (1d). La quatrième option concerne les zoonoses pouvant se transmettre directement de l'humain à l'animal et inversement (1d). Au sein d'une voie de transmission, comme décrite ci-dessus, il existe plusieurs voies d'exposition permettant à un OPP de se transmettre à un nouvel hôte.

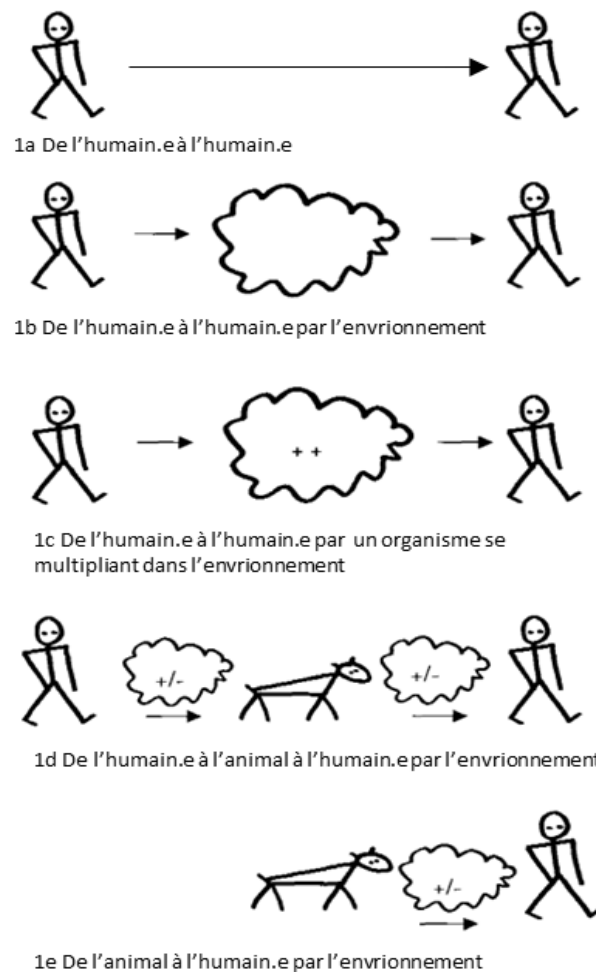


Figure 1.7 : Voies de transmission potentielle d'OPP entériques par l'environnement.

Source : adaptée de Curtis (1998)

1.3.1.1. Les voies d'entrée et d'excrétion

De même que pour les organismes commensaux, les OPP peuvent se transmettre entre humains seulement ou avec les animaux (zoonose) et possèdent les mêmes voies d'entrée dans l'hôte qui sont : peau ou muqueuses, inhalation, ingestion. La pénétration d'un organisme par voie cutanée, à travers la peau de la plante des pieds lorsqu'une personne marche pieds nus sur un sol par exemple, concerne les vers intestinaux. Ces OPP sont endémiques des régions tropicales ou subtropicales. Concernant la voie de transfert par inhalation, bien que ces organismes se développent dans l'intestin, les aérosols peuvent se déposer dans le pharynx et être ensuite avalés. Cette voie de transfert concernerait principalement les virus (Sattar et Ijaz, 1987). Cependant, très peu de travaux épidémiologiques ont été réalisés jusqu'à présent pour déterminer l'importance relative de gouttelettes et aérosols en tant que véhicule dans la

transmission des virus entériques. Une fois dans leur hôte, les OPP entériques se multiplient à l'intérieur du système digestif et plus précisément, dans l'intestin grêle et le côlon. Les voies d'excrétion des OPP sont les matières fécales ou lors de la régurgitation de nourriture (vomis). La concentration des organismes dans les vomis ou les matières fécales dépend de l'organisme. Elle varie également au cours d'une infection (Atmar et al., 2008). La survie des OPP dans le milieu d'excrétion dépend de nombreux facteurs intrinsèques aux organismes, en relation avec les conditions physico-chimiques du milieu récepteur (luminosité, humidité, température). Une fois excrétés, les OPP possèdent plusieurs voies de transmissions vers leur nouvel hôte.

1.3.1.2. Les voies d'exposition

Le diagramme des « 5f » est un diagramme courant résumant sommairement les voies d'exposition aux OPP entériques (Figure 1.6)(WEDC, 2014). Dans les parties suivantes, les voies d'exposition des OPP sont détaillées de façons plus précises.

1.3.1.2.1. La voie par contact

La contamination de personne à personne peut avoir lieu par contact direct ou indirect. Dans la majeure partie des cas de transfert par contact, l'infection a lieu du fait de la présence d'OPP sur les mains amenées ensuite à la bouche (Mathur, 2011). Mais elle peut aussi conduire à une contamination de l'alimentation au moment de la préparation du repas par exemple. La voie de transfert des OPP par contact est plus importante dans les lieux à forte fréquentation. La Figure 1.8 met en évidence les organismes pouvant être présents après avoir touché des poignées de porte.



Figure 1.8 : Culture en boîte de Pétri mettant en évidence les micro-organismes présents à la surface d'une main propre ayant touché des poignées de porte.

Source : © Bertrand Nicolas/Inra

Le contact direct implique un contact physique par le toucher (poignée de main ou caresses à un animal), lors d'un rapport sexuel, etc. La présence d'OPP sur les mains peut avoir plusieurs origines. Elle peut être due à un contact avec des fèces au niveau de la région anale, après la défécation par exemple (Aung Myo Han et al., 1986).

Le contact indirect a lieu par le biais d'une surface contaminée (fomite), par l'air ou par un vecteur animal. Ces animaux se nourrissent ou se reproduisent dans les matières fécales humaines. En contact avec ces matières, ces animaux peuvent être vecteurs d'OPP et les déposer sur d'autres surfaces ou des aliments.

Les mouches (entre autres, les espèces *Musca domestica* et *Musca sorbens*) sont généralement considérées comme une source de maladies diarrhéiques. Das et al. (2018) ont effectué une revue sur la lutte contre les mouches pour prévenir la diarrhée chez les enfants. Ils n'ont retenu qu'une seule étude répondant aux critères d'inclusion (voir leur publication pour plus de détails), ce qui montre que cette voie de transmission est aujourd'hui encore mal cernée. L'étude qu'ils ont relevée est celle de Chavasse dans laquelle il observe que la pulvérisation d'insecticide a pratiquement éliminé les mouches et que chez les enfants résidant dans les villages pulvérisés on a enregistré 23 % de cas de diarrhée en moins par rapport aux villages non pulvérisés (Chavasse et al. 1999). Il a été démontré que les mouches transportent des agents pathogènes sur leurs pattes, dans leurs excréments et dans les sucs digestifs qu'ils régurgitent sur les aliments (Esrey et al., 1985). Des moucheron de la famille des Sciaridae se développent également sur les fèces humaines, mais ces derniers n'ont pas fait l'objet d'étude de risque sanitaire. En théorie, la lutte contre les mouches pour réduire l'incidence de la diarrhée peut être réalisée en intervenant à quatre niveaux différents : réduction ou élimination des sites de reproduction des mouches ; réduction des sources qui attirent les mouches domestiques ; prévention du contact entre les mouches et les organismes pathogènes ; et protection des personnes, des aliments et des ustensiles de cuisine contre le contact avec les mouches (Das et al., 2018). La revue de Feachem (1986) sur les interventions pour le contrôle des maladies diarrhéiques a placé la lutte contre les mouches dans le groupe des interventions jugées "inefficaces ou de faisabilités limitées et non susceptibles de jouer un rôle majeur dans les programmes de contrôle". Mais la prudence nous amène tout de même à considérer cette voie de transmission dans notre travail.

L'exposition par voie aérienne concerne la production d'aérosol ou de gouttelettes. La production d'aérosols ou de gouttelettes peut conduire à une contamination des fomites ou une entrée dans l'organisme par inhalation puis ingestion. L'étude de Merhi et al. (2022) montre que plus les particules ont une petite taille, plus elles resteront en suspension longtemps, mais moins la charge virale qu'elles contiennent sera importante, et inversement. Cette voie de transfert a peu fait l'objet d'étude dans la transmission des MIE. Prince et al. (1986) ont étudié la transmission par aérosol d'un rotavirus chez la souris. Ils ont montré que l'infection à rotavirus peut être transmise par des gouttelettes d'aérosol dans des conditions expérimentales (Prince et al., 1986). Les épisodes de vomissement sont à l'origine de la production d'aérosols contaminés. Les expériences ont révélé que les éclaboussures et les gouttelettes produites lors d'un épisode de vomissements peuvent parcourir de grandes distances (>3 m en avant et 2,6 m en latéral). Les résultats de cette étude suggèrent que des surfaces d'au moins 7,8 m² peuvent ainsi être contaminées (Makison Booth, 2014).

1.3.1.2.2. La voie hydrique

Concernant la voie de transfert par l'eau, nous distinguons deux types de contaminations : la contamination de l'eau de consommation et celle de l'eau de récréation. Les eaux de consommation peuvent être prélevées dans les eaux souterraines ou les eaux de surface. La contamination de l'eau de récréation concerne les eaux de surface seulement. Pendant les activités nautiques, les personnes peuvent absorber de petites quantités d'eau pouvant être contaminées.

La contamination des eaux souterraines peut provenir de l'infiltration de lixiviats provenant de l'épandage de fumier, de lisiers animaux, de déjection de la faune sauvage ou de matières fécales humaines (défécation à l'air libre, stockage ou traitement de matières fécales, épandage, etc.). L'infiltration d'eaux contaminées par des matières fécales humaines peut aussi être une source de contamination (égouts, fosses septiques, etc.). Les eaux de surfaces peuvent être contaminées directement par le rejet de matières fécales humaines ou d'eaux usées contaminées ou par les déjections d'animaux ayant accès au cours d'eau ou vivant dans celui-ci. Des échanges peuvent aussi avoir lieu entre les eaux de surfaces et les eaux souterraines, notamment en zone karstique. Les eaux souterraines sont moins susceptibles d'être contaminées que les eaux de surface grâce à l'effet du sol qui varie avec l'épaisseur de celui-ci.

La contamination de l'eau de consommation est bien plus grave que la contamination de l'eau de récréation étant donné qu'elle entraîne une forte exposition de la population de par le nombre de personnes raccordées au service de distribution de l'eau de boisson et la quantité d'eau absorbée plus grande que dans le cas de l'eau de récréation.

La voie d'entrée des OPP dans l'organisme du nouvel hôte par la voie hydrique est par ingestion directe d'eau contaminée, par contact cutané induisant une pénétration de l'OPP par la peau ou par contact main bouche.

1.3.1.2.3. La voie alimentaire

Les infections d'origine alimentaire portent le nom de TIA (toxi-infection alimentaire). La voie d'entrée des OPP dans l'organisme du nouvel hôte par la voie alimentaire est par ingestion. La contamination des aliments peut avoir plusieurs origines. Dans le cas de la contamination d'aliments d'origine animale, elle peut provenir de l'environnement d'élevage, de l'alimentation fournie, des contacts avec des animaux sauvages, etc. Par exemple, en tant qu'organisme filtreur, les coquillages sont particulièrement sensibles à la contamination de l'eau. Au sein des élevages d'animaux, l'épandage de fumier sur les pâtures et la forte proximité des animaux avec leurs déjections sont des risques de contaminations du bétail. L'utilisation de fumier comme amendement (Atidéglà et al., 2016) ou l'arrosage avec de l'eau souillée (Ha et al., 2008) peuvent être à l'origine de la contamination des cultures maraîchères. Les infections d'origine alimentaire peuvent aussi avoir lieu au moment de la préparation des aliments, directement du fait d'un contact avec des mains ou un autre aliment contaminés, ou indirectement par une surface, un outil contaminé (contamination croisée) ou par un vecteur animal (mouche par exemple).

1.3.1.3. Les voies d'exposition en fonction des OPP

Les OPP possèdent des voies d'exposition qui sont plus ou moins spécifiques et qui dépendent de facteurs intrinsèques tels que la concentration dans les excréments, leur survie dans l'environnement, leur capacité à se reproduire sans hôte et leur capacité à infecter un nouvel hôte en fonction de leur dose infectieuse (Tableau 1.4).

Tableau 1.4 : Risques relatifs associés aux groupes d'agents pathogènes et à leurs caractéristiques

Source : AW (2018)

Groupe de pathogènes	Excrétion dans les fèces	Persistance	Infectiosité	Zoonose
Virus	Élevée	Moyenne	Élevée	Faible
Bactéries	Élevée	Faible	Moyenne	Élevée
Protozoaires	Moyenne	Moyenne	Elevée- Moyenne	Élevée
Helminthes	Faible	Élevée ^{a,b}	Élevée	Élevée

^a. On suppose que la persistance peut être de plusieurs années en raison des réservoirs et de la stabilité des différents stades de vie, mais on dispose de très peu de données sur la survie.

^b. Les œufs d'helminthes traversent une période de latence. La latence est la période qui s'écoule entre l'excrétion de l'agent pathogène et le moment où il infecte un nouvel hôte sensible.

Les OPP qui sont le plus susceptibles d'être transmis d'un hôte infecté à un nouvel hôte sont ceux qui sont très concentrés dans les fèces, qui sont persistants dans l'environnement et qui sont très infectieux. C'est le cas des virus.

L'étude de Butler et al., (2015) au Canada, s'est penchée sur les voies préférentielles de 28 agents pathogènes entériques. La transmission a été attribuée principalement à la nourriture pour *Bacillus cereus*, *Clostridium perfringens*, *Cyclospora cayetanensis*, *Trichinella spp.*, les trois catégories de *Vibrio spp.* explorées et *Yersinia enterocolitica*. Les agents pathogènes multisources (c'est-à-dire transmis couramment par plusieurs voies de transfert) tels que *Campylobacter spp.*, quatre catégories d'*Escherichia coli*, *Listeria monocytogenes*, *Salmonella spp.* et *Staphylococcus aureus* ont également été estimés comme étant principalement d'origine alimentaire. L'eau était la principale voie de transmission pour *Giardia spp.* et *Cryptosporidium spp.* et la transmission de personne à personne dominait pour six virus entériques et *Shigella spp.* Les différentes voies de transferts en fonction des pathogènes sont détaillées dans le tableau ci-dessous (Tableau 1.5). La brucellose, maladie consécutive à l'infection à une bactérie du genre *Brucella* ne conduisant pas à une infection du tube digestif chez l'humain, nous ne considérons pas cet organisme comme entérique.

Tableau 1.5 : Médianes et intervalles de crédibilité à 90 % des distributions de probabilités cumulatives de l'attribution au point de consommation pour les principales voies de transmission pour chacun des 28 agents pathogènes entériques, et leurs groupes (le cas échéant), où les experts ont indiqué que leur confiance dans les estimations des principaux itinéraires de transport était >1/5 (1 étant faible et 5 fort)., N représentant le nombre d'experts ayant répondu à l'étude.

Source : Butler, Thomas, and Pintar (2015)

Pathogen	N	Foodborne	Waterborne	Animal contact	Person-to-person	Other
Adenovirus	6	8.3 (0.7–27.9)	11.2 (1.0–36.1)	4.5 (0.0–26.7)	69.3 (44.3–82.1)	6.6 (0.5–27.3)
Astrovirus	5	9.9 (3.0–20.3)	6.8 (0.7–19.8)	0.0 (0.0–0.0)	83.2 (64.7–94.7)	0.0 (0.0–0.0)
<i>Bacillus cereus</i>	6	98.8 (88.1–100.0)	0.0 (0.0–0.0)	0.0 (0.0–0.0)	1.1 (0.1–4.3)	0.1 (0.0–0.6)
<i>Brucella</i> spp.	5	34.6 (4.9–64.6)	4.0 (0.3–14.9)	54.9 (27.6–86.6)	6.6 (0.6–17.5)	0.0 (0.0–0.0)
<i>Campylobacter</i> spp.	12	62.3 (33.0–81.0)	9.3 (2.3–28.1)	15.9 (3.5–42.8)	7.7 (1.1–27.9)	4.8 (0.4–26.6)
<i>Clostridium botulinum</i> ^a	10	65.6 (24.1–88.2)	2.6 (0.2–10.5)	5.7 (0.5–15.9)	0.9 (0.0–4.8)	25.1 (2.2–67.0)
Cluster 1 ^b	8	83.3 (63.2–91.8)	2.7 (0.2–10.7)	6.0 (0.5–16.5)	0.9 (0.0–5.0)	7.0 (0.6–27.2)
Cluster 2	2	25.1 (17.4–32.6)	0.0 (0.0–0.0)	0.0 (0.0–0.0)	0.0 (0.0–0.0)	74.9 (64.8–85.2)
<i>Clostridium perfringens</i>	9	93.4 (50.4–100.0)	2.0 (0.1–7.7)	0.9 (0.1–3.1)	3.5 (0.3–9.3)	0.2 (0.0–1.2)
<i>Cryptosporidium</i> spp.	11	11.3 (1.1–37.1)	36.8 (13.3–67.6)	23.0 (4.9–57.1)	24.2 (4.5–61.2)	4.7 (0.3–25.7)
<i>Cyclospora cayetanensis</i>	13	83.1 (59.0–93.8)	7.7 (0.7–20.5)	3.9 (0.3–17.4)	4.5 (0.4–16.2)	0.8 (0.0–5.0)
<i>Escherichia coli</i> , other diarrheagenic	7	41.0 (16.1–68.5)	15.6 (2.7–35.3)	9.9 (2.1–23.8)	26.4 (7.1–54.4)	7.1 (0.0–43.3)
ETEC	8	44.4 (11.1–71.9)	15.3 (1.7–34.1)	9.0 (0.7–27.5)	29.9 (6.1–73.0)	1.4 (0.1–5.3)
<i>Giardia</i> spp.	13	7.2 (1.2–18.9)	48.0 (25.2–75.4)	13.9 (2.1–35.6)	29.5 (11.1–63.8)	1.4 (0.1–4.7)
Hepatitis A	9	29.5 (4.8–71.9)	6.2 (0.5–26.6)	4.4 (0.1–26.1)	50.3 (12.6–75.9)	9.6 (0.8–31.9)
<i>Listeria monocytogenes</i>	13	76.5 (42.1–89.1)	5.4 (0.4–26.2)	6.5 (0.5–26.1)	7.3 (0.6–26.3)	4.4 (0.2–25.7)
Norovirus	10	18.4 (4.0–40.2)	7.4 (0.7–22.7)	5.1 (0.4–29.6)	65.2 (28.9–84.6)	3.9 (0.0–24.3)
Rotavirus	8	7.3 (2.1–17.8)	5.9 (0.5–18.5)	9.1 (0.8–26.2)	77.7 (52.8–90.0)	0.0 (0.0–0.0)
<i>Salmonella</i> spp., nontyphoidal	15	62.9 (31.7–79.6)	8.0 (0.6–35.0)	12.7 (3.0–37.9)	10.0 (1.7–36.0)	6.4 (0.5–34.6)
Sapovirus	4	16.9 (11.3–23.0)	1.4 (0.5–2.5)	0.0 (0.0–0.0)	81.7 (75.9–87.2)	0.0 (0.0–0.0)
<i>Shigella</i> spp.	11	25.9 (8.6–50.9)	12.2 (1.0–39.0)	4.1 (0.0–24.9)	52.4 (22.2–74.0)	5.5 (0.4–24.7)
<i>Staphylococcus aureus</i>	10	78.4 (43.1–90.2)	5.3 (0.4–26.2)	5.8 (0.5–26.6)	6.3 (0.5–26.2)	4.3 (0.0–27.0)
<i>Toxoplasma gondii</i>	10	51.4 (8.8–82.7)	8.8 (0.8–25.5)	33.8 (7.0–80.5)	2.7 (0.2–7.5)	3.3 (0.3–11.2)
<i>Trichinella</i> spp.	11	99.4 (53.3–100.0)	0.0 (0.0–0.0)	0.6 (0.0–2.9)	0.0 (0.0–0.0)	0.0 (0.0–0.0)
VTEC non-O157	11	59.7 (28.4–79.4)	11.4 (1.1–32.1)	12.3 (2.5–33.4)	10.3 (2.2–29.1)	6.2 (0.4–37.5)
VTEC O157	11	61.4 (38.5–79.8)	13.3 (3.0–32.1)	9.6 (3.6–17.5)	13.2 (3.0–32.3)	2.5 (0.2–8.3)
<i>Vibrio parahaemolyticus</i>	12	82.8 (46.0–94.6)	11.0 (0.9–50.2)	2.0 (0.2–6.5)	2.8 (0.2–10.6)	1.5 (0.1–4.3)
<i>Vibrio</i> spp., other	4	88.9 (82.1–95.5)	7.6 (4.7–11.4)	1.8 (0.3–3.8)	1.8 (0.3–3.8)	0.0 (0.0–0.0)
<i>Vibrio vulnificus</i>	9	70.6 (29.5–92.3)	23.2 (2.1–62.6)	2.0 (0.2–6.3)	4.2 (0.4–13.7)	0.0 (0.0–0.0)
Cluster 1	7	92.8 (77.8–99.1)	3.8 (0.3–12.6)	1.1 (0.1–5.7)	2.3 (0.1–9.2)	0.0 (0.0–0.0)
Cluster 2	2	33.7 (26.1–42.8)	57.5 (49.6–66.2)	2.6 (1.0–4.6)	6.2 (2.3–11.6)	0.0 (0.0–0.0)
<i>Yersinia enterocolitica</i>	13	82.8 (65.4–95.5)	7.0 (0.6–17.5)	6.7 (0.6–19.3)	3.6 (0.3–10.0)	0.0 (0.0–0.0)

^aFor *Clostridium botulinum* and *Vibrio vulnificus*, median and credible intervals are reported for the pathogen as a whole and for each cluster.

^b“Cluster 1,” the larger cluster, is the most appropriate set of estimates to use for both *Clostridium botulinum* and *Vibrio vulnificus*, based on biological plausibility of enteric infection. Text presented in gray for pathogen as a whole and for Cluster 2 for *C. botulinum* and *V. vulnificus* are presented only for comparison and should be disregarded in interpreting these estimates.

ETEC, enterotoxigenic *Escherichia coli* (*E. coli*); VTEC non-O157, verotoxin-producing *E. coli* (VTEC) non-O157; VTEC O157, verotoxin-producing *E. coli* (VTEC) O157.

1.3.2 Les barrières à la transmission

Plusieurs barrières peuvent être mises en place pour empêcher la transmission des pathogènes entériques (Figure 1.9). Parmi ces barrières, Curtis en distinguait deux types, les barrières empêchant la dissémination dans l'environnement des OPP entériques (barrières préventives) et les barrières limitant la transmission d'un environnement contaminé à un nouvel individu (barrières curatives) (Curtis, 1998).

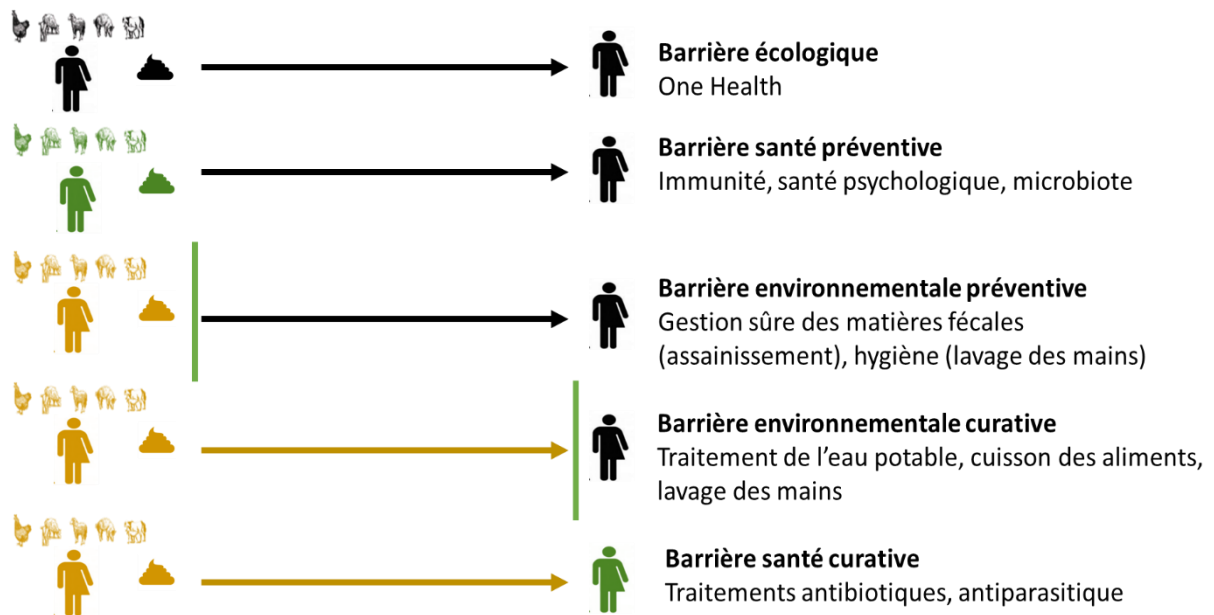


Figure 1.9 : Les cinq niveaux de barrière pour empêcher la transmission des OPP dans la population

Premièrement, les barrières empêchant la dissémination dans l'environnement des OPP entériques, dites préventives. Ces barrières comprennent les pratiques qui empêchent cette dissémination de se produire, tel que la gestion des selles de manière à les isoler de tout contact humain ou animal (par l'utilisation de latrines, d'égouts, l'incinération, etc.), l'élimination des traces de matières fécales sur les mains après un contact avec les excréments par le lavage des mains, ou en évitant la production d'aérosols au niveau de la chasse d'eau, etc. Elles comprennent également les pratiques permettant d'empêcher la contamination de l'eau par le rejet d'eaux usées ou la lixiviation d'effluents d'élevage et la contamination des sols par l'épandage de matières solides (fumier, boues d'épuration).

Deuxièmement, les barrières limitant la transmission d'un environnement contaminé à un nouvel individu, dites curatives. Elles comprennent le lavage des mains avant de préparer des aliments ou de manger, ainsi que la préparation, la cuisson, le stockage et le réchauffement des

aliments de manière à éviter la survie et la multiplication des agents potentiellement pathogènes. Elles comprennent également la protection des réserves d'eau contre les contaminants fécaux et les traitements de l'eau tels que l'ébullition ou la chloration.

Les deux barrières définies par Curtis concernent la transmission des OPP dans l'environnement. À ces deux barrières, nous ajoutons trois autres barrières préventives :

La première de ces barrières est associée avec la théorie écologique que nous avons mentionnée ci-dessus (paragraphe 1.2.2.2), c'est-à-dire en évitant un environnement propice à l'émergence, à la survie et la transmission des OPP (climat, concentrations d'individus, déforestation, etc.). L'assèchement des marais pour éviter la transmission du paludisme par les moustiques (Dubourg, 1836), l'évacuation des eaux pluviales de villes dans des égouts enterrés sont des mesures qui font partie de cette barrière par modification de l'environnement.

Les deux autres barrières concernent plus spécifiquement l'excrétion d'OPP par l'individu. Ces barrières concernent la santé de l'individu et permettent d'éviter ou de limiter la durée de l'infection :

- les barrières permettant d'éviter qu'un individu soit infecté en garantissant la santé humaine (psychologique, immunitaire, microbiotique) (santé préventive).
- les barrières permettant de limiter la durée de l'infection : traitement antibiotique ou traitement antiparasitaire (santé curative).

1.3.3 Conclusion

Du fait des difficultés de mesurer les variables écologiques et de santé de l'hôte (immunité, état psychosociologique, microbiotique), nous avons fait le choix de nous concentrer seulement sur la variable microbiologique.

Les voies de transfert d'OPP d'un hôte infecté à un hôte sain sont multiples et interdépendantes. Une gestion insalubre des matières fécales peut entraîner la contamination des sources d'eau, des sources d'eau contaminée qui peuvent propager des agents pathogènes dans les aliments et les pratiques de partage des aliments au sein des communautés qui peuvent amener des agents pathogènes à atteindre d'autres ménages. La transmission des maladies infectieuses entériques dans la communauté dépend donc à la fois de comportements individuels (hygiène) et des

techniques mises en œuvre (traitement de l'eau potable, gestion saine des fèces) (Eisenberg et al., 2012).

La réduction de la transmission des OPP entériques peut être réalisée de plusieurs manières :

- au niveau global, en limitant les conditions environnementales propices à l'émergence, la survie et la transmission des OPP ;
- au niveau environnemental, en limitant la contamination de l'environnement et l'exposition d'un environnement contaminé vers un nouvel hôte ;
- au niveau de l'individu, en garantissant sa santé ou en lui permettant d'avoir accès à des soins.

1.4. Conclusion de la première partie

L'humain vit en relation étroite avec des organismes de petite taille dont la majorité lui sont bénéfiques et participent à sa survie. Cependant, en fonction de plusieurs variables, dont l'état de santé de l'hôte (immunité, état psychosociologique, microbiotique) et l'état de l'environnement, certains de ces organismes peuvent représenter un danger pour l'humain qui se manifeste par des effets cliniques allant de différents stades de morbidité à la mortalité de l'hôte.

Étant donné que nombre de ces variables sont difficilement mesurables, nous avons développé l'analyse du danger sanitaire associé à ces organismes entériques via la seule variable microbiologique et les modalités de transmission des organismes à potentiel pathogène, tout en sachant que cette réduction présente des limites, car elle ne représente pas les effets « réels » puisque ces derniers prennent en compte d'autres variables.

Les voies de transmission d'un hôte infecté à un hôte sain sont multiples et interdépendantes et plusieurs barrières peuvent être mises en place pour empêcher leur transmission. Ces barrières concernent à la fois l'individu et l'environnement et peuvent être placées de manières préventives et curatives. Une des barrières préventives permettant de limiter la contamination de l'environnement est la gestion des matières fécales.

2. Le tout-à-l'égout : une gestion du risque infectieux entérique par transfert

Dans la partie précédente, nous avons vu que les matières fécales sont une des voies d'excrétion des organismes potentiellement pathogènes (OPP) à l'origine de maladies infectieuses entériques (MIE) et que nous définissons le risque infectieux entérique (RIE) comme étant la résultante de l'exposition à un OPP.

Plusieurs barrières peuvent être mises en place pour limiter la transmission des OPP dans la population. Des études ont montré une diminution du nombre d'épisodes de diarrhée grâce à la mise en place de différentes barrières, notamment celles du savonnage des mains (Ejemot-Nwadiaro et al., 2021), de l'amélioration de la qualité de l'eau de boisson (Cairncross et al., 2010) ou encore des interventions en matière d'éducation à l'utilisation de latrines (Majorin et al., 2019). La transmission des OPP varie également en fonction des filières de gestion des matières fécales utilisées.

La gestion des matières fécales fait partie d'un ensemble qu'est l'assainissement et qui est défini dans l'encyclopédie de l'hydrologie urbaine et de l'assainissement (Chocat, 1996) comme étant : « ensemble des stratégies utilisées par les habitants des villes, responsables officiels ou non, pour essayer de répondre aux problèmes posés par la circulation de l'eau en excluant la production et la distribution d'eau potable ». Cette définition inclut la gestion des urines et matières fécales transportées par la chasse d'eau, évacuées dans les égouts en même que d'autres eaux usées (eaux pluviales, eaux ménagères, eaux industrielles, etc.). Le fait d'évacuer les excréments humains, en même que d'autres eaux usées dans un égout, est appelé tout-à-l'égout (TAE).

Dans le cadre des objectifs de développement durable (ODD), l'OMS a défini les systèmes d'assainissement selon cinq classes de risque allant de la « défécation en plein air » à « géré en toute sécurité » (Figure 2.1).

SERVICE LEVEL	DEFINITION
Safely managed	Use of improved facilities that are not shared with other households and where excreta are safely disposed of <i>in situ</i> or transported and treated off-site.
Basic	Use of improved facilities that are not shared with other households.
Limited	Use of improved facilities that are shared with other households.
Unimproved	Use of pit latrines without a slab or platform, hanging latrines or bucket latrines.
Open defecation	Disposal of human faeces in fields, forests, bushes, open bodies of water, beaches or other open spaces, or with solid waste.
<small>Note: Improved facilities include flush/pour to piped sewer systems, septic tanks or pit latrines, ventilated improved pit latrines, composting toilets or pit latrines with slabs.</small>	

Figure 2.1 : Les cinq classes de définition de l'accès aux installations d'assainissement. Source : UNICEF and WHO (2020)

Un assainissement « géré en toute sécurité » signifie que les toilettes ne sont pas partagées avec d'autres foyers et que les excréments sont « éliminés en toute sécurité sur place ou transportés pour traitement hors site ». Cependant, bien que les « systèmes d'assainissement gérés en toute sécurité » soient un indicateur, il n'existe pas encore de définition claire de ce que signifie "gérer en toute sécurité" (Mitchell et al., 2016). En particulier l'OMS n'explique pas clairement le fait de prendre en compte le risque de la transmission des pathogènes.

L'effet global de l'accès à des installations sanitaires, qualifiées par l'OMS comme étant « améliorées », sur la réduction de la morbidité liée à la diarrhée était de 15 à 28% (Bauza et al., 2023; Prüss-Ustün et al., 2014). Cependant, la littérature scientifique récente a attiré l'attention sur les insuffisances méthodologiques de ces études et les difficultés à relier les interventions d'assainissement aux améliorations de la santé. Malheureusement, il est difficile et coûteux de mener de grands essais contrôlés randomisés sur l'efficacité de la mise en place d'installation sanitaire (Schmidt, 2014).

Actuellement, en France et dans les pays du nord, la filière de gestion des matières fécales la plus répandue est celle du TAE. Cette filière est considérée par l'OMS comme permettant une

gestion en « toute sécurité » des matières fécales humaines. Il est généralement admis que le TAE permet de limiter l'exposition de la population aux OPP entériques.

Nous proposons d'interroger dans cette partie la notion de « toute sécurité » définie par l'OMS et nous questionnons l'efficacité de la gestion du RIE par le système du tout à l'égout.

Dans un premier chapitre (chapitre 2.1), nous analyserons le RIE associé au TAE. Basé sur cette analyse, cela nous permettra de déterminer si cette filière de gestion peut être considérée comme permettant une gestion en « toute sécurité » des matières fécales humaines.

Dans un deuxième chapitre (chapitre 2.2), nous analyserons les conséquences sanitaires associées aux MIE dans un contexte dans lequel le TAE est largement répandu. À la lumière du RIE analysé dans le chapitre précédent, nous essayerons d'appréhender le rôle de cette filière dans la transmission des MIE.

2.1. Une gestion du risque incomplète

Ce chapitre, appuyé par une recherche bibliographique, permet de poser le cadre de l'analyse du RIE sur lequel s'appuie la problématique de cette thèse. Nous présenterons dans une première section la filière du TAE et la place du RIE dans la filière (section 2.1.1). Dans une deuxième section, nous analysons le RIE à chaque étape de la filière du TAE (section 2.1.2).

2.1.1 Cadrage de l'étude

2.1.1.1. Le risque infectieux entérique dans les systèmes d'assainissement au regard des autres risques

On appelle risque le produit d'un aléa (événement susceptible de porter atteinte aux personnes, aux biens et/ou à l'environnement) et d'un enjeu (personnes, biens ou environnement) susceptible de subir des dommages et des préjudices. Au sein des filières de gestion des matières fécales, plusieurs risques peuvent coexister, nécessitant de préciser celui qui sera analysé dans notre étude : celui sur la santé des personnes, donc le risque sanitaire.

Le risque sanitaire peut prendre plusieurs formes :

- les risques chimiques liés à l'exposition à des produits chimiques dangereux ou à leur utilisation (ex : hydrogène sulfuré dans les égouts) ;
- les risques physiques qui englobent tous les risques liés au bruit, aux vibrations, aux rayonnements, à la chaleur, au froid, aux feux et à la radioactivité (ex : transport manuel de charges lourdes) ;
- les risques psychologiques pour la santé mentale (par ex. coprophobie (Campbell, 2009)) ;
- les risques biologiques dus à l'exposition d'une ou plusieurs personnes à des organismes ou à leurs composants.

Étant donné que notre étude porte sur la transmission des organismes, c'est le risque sanitaire biologique qui nous intéresse. Nous utiliserons le terme de risque infectieux pour alléger la lecture.

Au sein des systèmes d'assainissement, les risques infectieux peuvent avoir plusieurs origines :

- les risques infectieux liés aux eaux pluviales (ex : paludisme, dengue, chikungunya, Zika véhiculés par les moustiques dans les eaux pluviales stagnantes) ;
- les risques infectieux liés aux eaux ménagères (ex : légionellose sur eaux chaudes sanitaires) ;
- les risques infectieux véhiculés par les matières fécales (ex : choléra) qualifiés d'entériques.

Au sein des systèmes d'assainissement, le risque infectieux entérique peut être présent dans ses différentes composantes. La Figure 2.2 décrit la contamination en *E. Coli* en UFC.p⁻¹.j⁻¹ dans les eaux usées domestiques :

- les urines (~0) : la présence d'*E. coli* est possible en cas d'infections urinaires ;
- les eaux ménagères (10⁷) : proviens du lavage des vêtements, des mains ;
- le papier toilette (10¹²)⁶ ;
- les matières fécales (10¹⁴).

Les eaux pluviales gérées par le TAE peuvent également être contaminées par des OPP présentes sur la voirie ou les toitures et qui proviennent des matières fécales animales ou humaines dans le cas de défécation à l'air libre (10³ UFC.L⁻¹ en moyenne (Vliet et Man, 2014)). La quasi-totalité du risque infectieux entérique provient des matières fécales – ainsi que du papier toilette – et par la suite nous nous focaliserons spécifiquement dessus.

⁶ Certaines personnes pratiquent également l'hygiène anale à l'eau

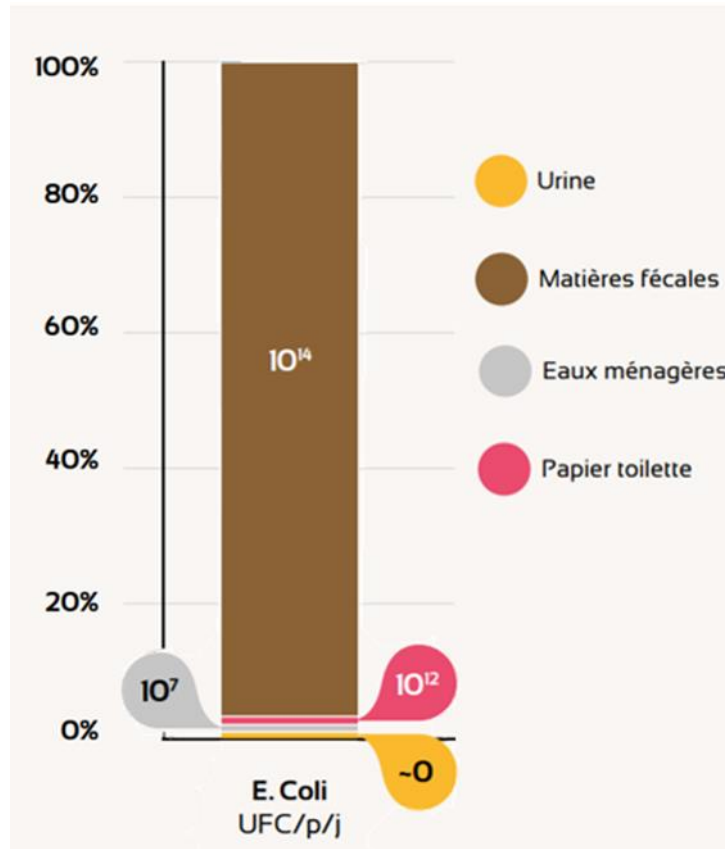


Figure 2.2 : Caractérisation de la contamination biologique des différents effluents composant les eaux usées domestiques (urines, matières fécales, eaux ménagères) en pourcentages et valeurs absolues indiquées en bleu.

Source : extrait de Legrand and Esculier (2021)

Pour analyser le RIE, ici on se restreint à une analyse « classique » sur le risque OPP du fait de la difficulté d'une analyse systémique de la relation hôte-micro-organisme-environnement. Nous avons fait le choix de ne prendre que la variabilité microbologique associé au danger tout en sachant que l'analyse centrée uniquement sur l'OPP ne représente qu'une part du danger réel et que l'on occulte l'importance de relation hôte-micro-organisme-environnement (1.2.2).

2.1.1.2. La filière de gestion du tout-à-l'égout

Pour détailler la filière d'assainissement par le TAE, nous utilisons la représentation de Tilley et al. (2014) qui conçoit des systèmes d'assainissement comme une suite de groupes fonctionnels permettant de décrire une chaîne des gestions des matières fécales et des urines : interface usager, collecte, stockage, transport, traitement et usage final. À chaque groupe fonctionnel correspondent différentes technologies possédant des fonctionnalités similaires (Figure 2.3).

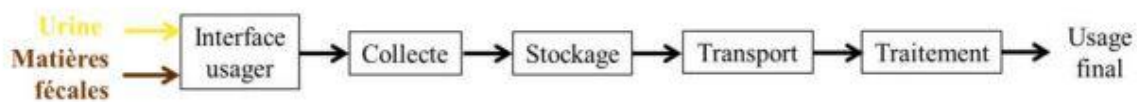


Figure 2.3 : Chaîne de gestion des urines et matières fécales

Source : Esculier (2018) adaptée de Tilley et al (2014)

Dans la filière du TAE, les matières fécales sont collectées de manière commune avec les urines au niveau d'une toilette à eau qui sert d'interface usager (IU) (Figure 2.4). Le mélange urine, matières fécales et eau de chasse est appelé eaux noires ou eaux-vannes (eaux brunes si les urines sont séparées). La chasse d'eau permet d'évacuer les urines et matières fécales de la toilette vers une canalisation dans laquelle sont à la fois collectées les eaux-vannes et les autres eaux usées produites au niveau du domicile, les eaux ménagères. Ces eaux usées que l'on nomme également eaux grises proviennent de l'hygiène corporelle (douche, lavabos), de la vaisselle et du lave-linge. Dans le cas du réseau unitaire, les eaux usées sont mélangées avec les eaux pluviales. Les eaux usées sont ensuite transportées par un égout pour être acheminées à la station de traitement des eaux usées. Dans le cas d'un réseau séparatif, les eaux pluviales

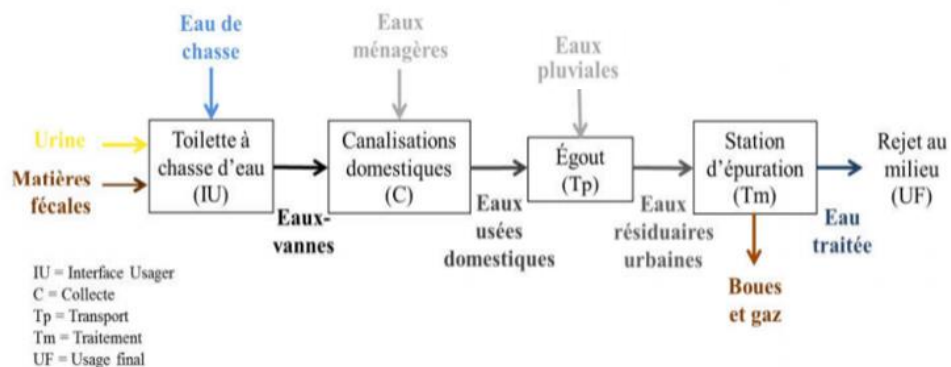


Figure 2.4 : Schéma de gestion collective des eaux usées

Source : Esculier, (2014)

sont directement dirigées vers le milieu récepteur. Le but de la STEU est de limiter les conséquences des eaux usées sur le milieu récepteur. Pour cela, le principe utilisé dans les STEU est celui de l'épuration biologique. De la station d'épuration sont évacués deux produits, les boues d'épuration, qui sont les matières ayant sédimenté et la biomasse bactérienne formée dans la STEU, et les eaux traitées. Les eaux traitées sont rejetées dans le milieu récepteur, le plus souvent dans un cours d'eau jouxtant la station. Les boues d'épuration quant à elles peuvent être épandues, enfouies ou incinérées. La STEU émet également des gaz qui sont évacués dans l'atmosphère.

Dans la section suivante, nous analysons l'évolution de la concentration en OPP entériques dans les eaux usées et nous analysons les différentes expositions pouvant survenir dans la filière de gestion par le TAE.

2.1.2 Le risque infectieux entérique associé au tout-à-l'égout

La méthodologie que nous avons utilisée pour cette partie afin d'appréhender le RIE du TAE a consisté à faire une recherche bibliographique. Celle-ci est divisée en deux parties pour chacun des deux composants de notre analyse de risque, l'exposition et le danger.

La première partie de la recherche bibliographique a concerné la recherche des voies d'exposition aux OPP entériques existantes du TAE. Afin d'obtenir une vision exhaustive sur le sujet, nous avons effectué une recherche par mot clef qui permet de ne retenir que des documents les contenant au sein d'une base de données. Dans notre recherche nous avons utilisé la base de données SCOPUS® qui intègre des articles scientifiques, publications industrielles, collections d'ouvrages, actes de conférence. Les mots-clefs utilisés ont été écrits en anglais afin d'obtenir des références internationales. Nous considérons que l'exposition aux organismes entériques du TAE varie peu en fonction de la localisation étant donné que les étapes de la filière de gestion des matières fécales sont similaires. Bien sûr, les processus impliqués peuvent varier, notamment dans le traitement de l'eau, et ce, localement.

Les mots-clés utilisés pour la recherche ont été divisés en trois groupes de mots reliés par le connecteur "AND" : un premier groupe de mots pour décrire le risque de maladies infectieuses, un deuxième pour trouver des articles traitant du risque d'exposition à ces pathogènes, et un

troisième pour définir le TAE. Pour le groupe de mots clefs définissant le TAE, nous avons divisé la chaîne de gestion des matières fécales pour chacun des groupes fonctionnels et des usages finaux : toilettes à chasse d'eau, égouts, stations de traitement des eaux usées (STEU), eaux usées traitées et boues d'épuration. Afin de préciser les résultats, la recherche du groupe de mots définissant l'étape de la filière étudiée a été limitée au seul titre. Pour les deux autres groupes de mots (l'exposition et les OPP entériques), la recherche a été effectuée dans le titre, le résumé et les mots-clés de l'article.

Mots clés utilisés pour définir le risque (en français en bas de page) (Tableau 2.1) :

- causé par des OPP entériques : "pathogen" OR "diarrhoeal disease" OR "diarrhoea" OR "waterborne pathogens" OR "faecal" ;
- dû à l'exposition aux OPP: "contamination" OR "transmission" OR "exposure" .

Tableau 2.1 : Mots clefs utilisés dans la recherche bibliographique pour définir l'exposition aux organismes potentiellement pathogènes (OPP) entériques

Facteur	Risque dû aux OPP entériques	L'exposition aux OPP
Mots clefs utilisés	pathogens, diarrhoeal disease, diarrhoea, waterborne pathogens, fecal, diarrhea, diarrheal disease	Contamination, transmission, exposition, exposure

Les mots-clés utilisés pour définir les composants de la chaîne de gestion des matières fécales (Tableau 2.2) :

- pour les toilettes : "toilet" ;
- pour les égouts : "sewer" OR "sewage" OR "sewage workers" OR "CSO" OR "combined sewer overflow" ;
- pour la STEU : "wastewater treatment plant" OR "treatment plant" ;
- pour les eaux usées traitées : "treated wastewater" OR "wastewater effluent" OR "treatment plant effluent" OR "wastewater discharge" ;
- pour les boues d'épuration : "sludge".

Tableau 2.2 : Mots clefs utilisés dans la recherche bibliographique pour définir chaque étape de la filière d'assainissement par l'égout et le nombre d'articles correspondant

Etape de la filière	Toilette	Egout	STEU	Boues d'épuration	Eau traitée
Mot(s) clef(s) utilisé(s)	toilet	sewer, sewerage, sewage workers, CSO, combiner sewer overflow	wastewater treatment plant, treatment plant	sludge	treated wastewater, wasterwater effluent, treatment plant effluent, wastewater discharge

Les articles trouvés ont ensuite été triés afin de ne retenir que ceux traitant de l'exposition à des OPP entériques.

Les articles étudiant les risques de résistance des pathogènes aux antibiotiques, les méthodes d'analyse des pathogènes ou l'efficacité des traitements désinfectants contre ces organismes n'ont pas été retenues. Lors de la lecture des articles obtenus par la recherche par mots-clés, si d'autres articles semblaient pertinents, mais n'apparaissaient pas dans les résultats de la recherche, ils ont été ajoutés aux résultats.

La deuxième partie de la recherche bibliographique a consisté à analyser le danger à chaque étape de la filière. Nous avons défini le danger comme étant la présence qualitative et quantitative d'OPP entériques. La présence d'OPP entériques varie en fonction du pays, qualitativement – par exemple le choléra n'est pas présent en France, mais il est endémique dans certains pays principalement des régions de l'Afrique et de la Méditerranée orientale – et également quantitativement en fonction du nombre de malades dans la population (incidence). Notre étude porte principalement sur le RIE dans les pays qui sont largement équipés d'égout, tel que la France. Nous nous sommes principalement basés sur des données françaises et, quand celles-ci n'étaient pas disponibles, nous avons utilisé des données d'autres pays largement équipés d'égout, par exemple l'Allemagne. Les données des concentrations en OPP obtenues à partir de la recherche ont été placées en annexe (Annexe 1). Pour chacun des groupes d'organismes (bactéries, virus, protozoaire et helminthes), nous avons choisi des indicateurs de contamination afin de faciliter la compréhension du lecteur.

Cette recherche bibliographique a été réalisée entre février et avril 2022. Une synthèse des risques sanitaires obtenus à partir de la revue de la littérature est présentée.

2.1.2.1. La chasse d'eau productrice d'aérosols

Il existe une grande diversité de toilettes à eau composées d'un réservoir, pouvant être placées à différentes hauteurs, ou directement connectées au réseau d'eau potable. Les matières fécales produites au moment de la défécation sont collectées dans la cuvette de la toilette. Un levier permet d'activer la chasse d'eau et, grâce à l'effet siphon, les matières fécales sont évacuées vers la canalisation gravitaire.

Il a été démontré que l'eau de la cuvette pouvait être contaminée par les fèces d'une personne infectée et que l'évacuation de l'eau de la cuvette et des matières fécales réduisait la concentration des organismes présents, mais ne les éliminait pas complètement. Johnson et al. (2017) ont mesuré une diminution de 3 log pour la première chasse puis de 1 log pour les chasses suivantes. La contamination peut perdurer longtemps dans la toilette dans le biofilm situé sous la ligne de flottaison de la cuvette. Barker and Bloomfield (2000) ont détecté le genre de bactérie *Salmonella* 50 jours après son ensemencement. Ces résultats suggèrent que la chasse ne permet pas d'évacuer en totalité les micro-organismes de la toilette et que la production de biofilm sert de réservoir à long terme et de source d'OPP dans l'eau de la cuvette (Abney et al., 2021).

En plus du fait que l'eau de la cuvette reste contaminée, celle-ci peut déborder hors de la toilette, dans le cas d'une obturation de la canalisation, entraînant une contamination de la pièce dans laquelle elle se situe.

L'eau de la cuvette peut également être projetée hors de la toilette sous la forme d'aérosols (particules de taille invisible à l'œil nu) ou de gouttelettes (particules de taille visible à l'œil nu) (Johnson et al., 2013). Au niveau de la toilette, la production d'aérosols se produit au moment de la vidange de la cuvette. En pénétrant dans la cuvette des toilettes le long de la paroi de la cuvette, le mélange entre l'eau de la chasse et l'eau de la cuvette produit des turbulences qui conduisent à la formation d'aérosols (Lou et al., 2021). En utilisant des lasers continus et pulsés, Crimaldi et al (2022) ont pu illuminer les aérosols formés au moment de la chasse d'eau (Figure 2.5).

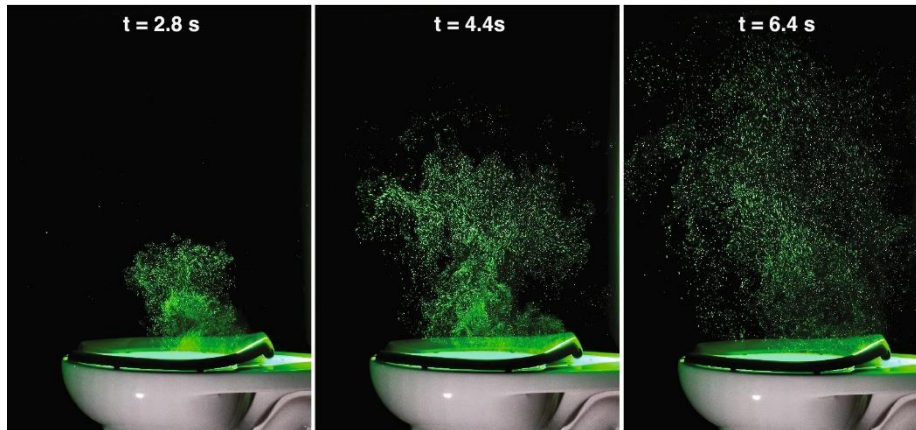


Figure 2.5 : Photographies du panache d'aérosol éclairé à $t = 2,8$, $4,4$ et $6,4$ s après le début de la chasse d'eau. Les images montrent le panache illuminé tel qu'il apparaît à l'œil humain en laboratoire.

Source :Crimaldi et al (2022).

La hauteur de la chasse et sa puissance influence le nombre de particules produites (Knowlton et al., 2018). Le temps de suspension dans l'atmosphère des projections dépend de leur taille. Les grosses gouttelettes se déposent près des toilettes immédiatement après la chasse d'eau, suivie d'une dispersion et d'un mélange de gouttelettes dans l'air avec un dépôt retardé dans toute la pièce jusqu'à 90 min après la chasse (Best et al., 2012; Gerba et al., 1975). La concentration en particules est la plus importante à 15 et 25 cm au-dessus des toilettes (Best et al., 2012; Boles et al., 2021) et, dans l'étude de Li et al., les particules pouvaient atteindre une hauteur de 106,5 cm à partir du sol (Y. Li et al., 2020). La ventilation a également un effet sur la concentration en aérosols (Ali et al., 2022), plus celle-ci est forte et moins la concentration en aérosols dans l'air est importante.

Comparées aux chasses d'eau reliées à un réservoir, les chasses d'eau connectées directement au réseau d'eau potable possèdent une pression plus importante. Ce type de toilette est notamment installé dans les écoles maternelles. Nous avons effectué des visites d'écoles maternelles et élémentaires du 11^{ème} et 12^{ème} arrondissement de Paris, dont certaines, possédant ce type de chasse d'eau. L'objectif de ces visites était d'observer la production de gouttelettes au moment de tirer la chasse. À cette fin, la lunette des toilettes était préalablement essuyée avec du papier toilette avant que la chasse d'eau soit tirée. Après avoir tiré la chasse, les gouttelettes présentes sur la lunette étaient ensuite entourées d'un marqueur coloré afin qu'elles soient visibles sur la photo (Figure 2.6). La présence d'un cercle indique la présence d'une gouttelette, mais la taille du cercle n'est pas proportionnelle à la taille de la gouttelette. Nous

avons pu observer que l'action de tirer la chasse conduisait à la formation de gouttelettes visibles à l'œil nu qui pouvait être projetées à la hauteur de la lunette. Il est possible que certaines d'entre elles pussent également retomber au sol. Il est aussi probable que des projections de tailles inférieures puissent être projetées à une hauteur plus importante pouvant atteindre le visage. Du fait de leur plus petite taille, les enfants sont aussi plus fortement exposés aux projections.

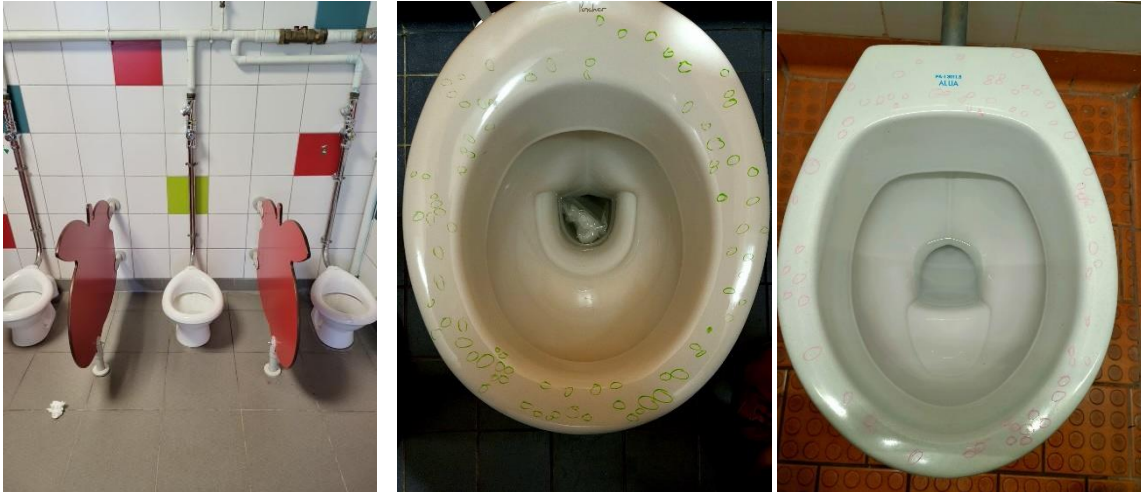


Figure 2.6 : Gouttelettes produites par la chasse d'eau pour une chasse connectée au réseau d'eau potable. Crédits : Paul Minier

Les projections peuvent contenir des virus et/ou des bactéries (Barker and Bloomfield, 2000), qui peuvent entraîner une contamination de l'air (Boles et al., 2021) et des surfaces situées (Barker and Jones, 2005) autour de la toilette. Les projections peuvent entraîner une contamination directe par inhalation ou indirecte par le biais de surfaces contaminées. Cependant, aucune étude n'a encore clairement démontré ou réfuté la transmission de MIE par inhalation d'aérosols produite par la chasse d'eau des toilettes et l'importance du risque reste à caractériser. De même, aucune étude n'a démontré ou réfuté la transmission de MIE par le biais de surfaces contaminées par la chasse d'eau.

Les aérosols produits par la chasse d'eau induisent un risque de transmission des pathogènes entériques plus fort dans les cas où celle-ci est actionnée régulièrement. Les lieux à fortes fréquentations, comme les toilettes publiques, sont donc plus à risque, bien que le risque de contamination des surfaces soit réduit par la fréquence de nettoyage de la pièce où se trouve la toilette.

De manière générale, le RIE au niveau de la toilette est principalement dû à l'exposition par inhalation ou par le biais de surfaces contaminées par des aérosols contaminés. Les conséquences sanitaires associées à ce risque n'ont pas été démontrées.

Plusieurs solutions pourraient permettre de diminuer l'exposition aux projections. L'abaissement de l'abattant avant de tirer la chasse permet de diminuer largement la production de projectiles (Best et al., 2012). Cette mesure préventive dépend de l'utilisateur, il n'existe pas de système automatisé permettant une protection systématique de l'utilisateur face à l'émission d'aérosols contaminés produits par la chasse d'eau. Lors de la visite des écoles élémentaires, nous avons pu observer que les toilettes ne possédaient pas d'abattant, ce qui aggrave le risque d'exposition aux projections de la chasse d'eau. Une autre solution proposée serait de diminuer la dangerosité de l'eau de la cuvette en détartrant régulièrement les toilettes afin d'éliminer le biofilm bactérien (Barker et Bloomfield, 2000) et en ajoutant un désinfectant avant de tirer la chasse (Zabinski et al., 2018). En dernier recours, les toilettes doivent être isolées de manière à ce que les aérosols produits ne sortent pas de la pièce où se situe la toilette. Les toilettes des écoles maternelles sont ouvertes sur la pièce ce qui induit un risque plus fort de transmission par rapport aux cabines fermées (Figure 2.6). Cependant, la réglementation française impose un débit minimal d'évacuation d'air de 15 m³/h pour une pièce avec WC (Arrêté du 24 mars 1982).

2.1.2.2. L'égout, un transport à risque

La contamination des eaux d'égout provient de la contamination des eaux vannes. Dans le cas d'un réseau unitaire, une seconde source de contamination des eaux provient des eaux pluviales contaminées par le lessivage des voiries et toitures qui peuvent être une source potentielle d'OPP entériques provenant de déjections animales, voire humaines dans le cas de défécation à l'air libre (Burton et Pitt, 2002).

En réseau unitaire, les eaux en réseau, par temps sec et par temps de pluie, possèdent une concentration importante en OPP. La contamination en *E.coli* dans les eaux de temps sec est estimée à 10⁸ UFC.L⁻¹ et à 10⁷ UFC.L⁻¹ dans les eaux de temps de pluie (Figure 2.7). La dilution des eaux usées par les eaux de pluie tend à diminuer la concentration en OPP. La concentration en OPP dans les eaux de ruissellement est négligeable par rapport à celle apportée par les eaux usées et, d'autre part, la remise en suspension de dépôts ne semble pas une source majeure de bactéries fécales dans le rejet (Mouchel et al., 2008). La concentration en *Ascaris* est faible (10¹

œufs.L⁻¹) dans les eaux usées à l'inverse de la contamination en *Giardia* et en *Rotavirus* dont la concentration est respectivement de 10⁶ et 10⁴ U.L⁻¹. Nous n'avons pas obtenu de données concernant ces OPP pour les eaux usées par temps de pluie.

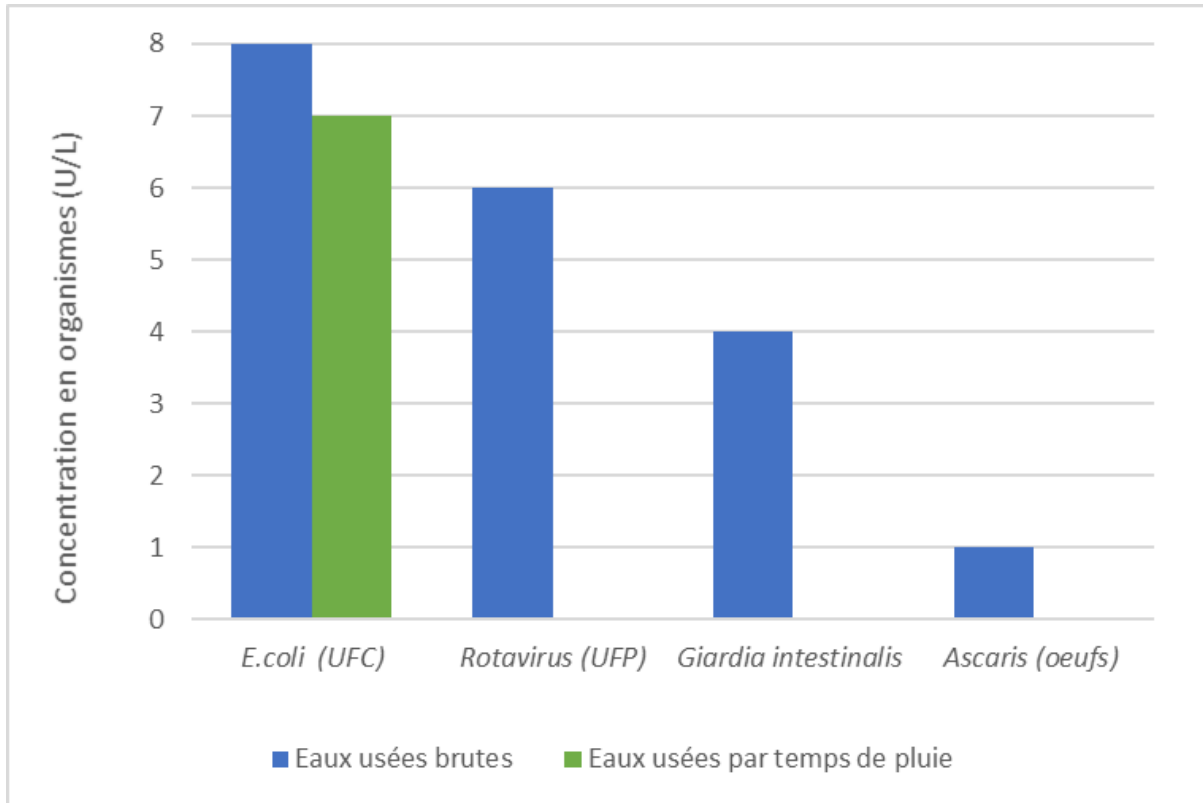


Figure 2.7 : Concentrations en *E.coli* dans les eaux brutes et les eaux de débordement et en *Rotavirus*, *Giardia* et *Ascaris* en U/L pour les eaux usées brutes seulement (issues de moyennes des données présentes dans l'annexe n°1)

Nous avons séparé l'analyse de l'exposition au danger lié aux eaux d'égout en deux parties. La première traite des expositions qui surviennent en fonctionnement normal de l'égout, la deuxième partie traite des expositions pouvant survenir lors de dysfonctionnement du réseau.

2.1.2.2.1. Les expositions en fonctionnement nominal

La première exposition en fonctionnement normal concerne les gestionnaires qui interviennent sur le réseau d'égout, que l'on nomme communément les égoutiers. Le travail des égoutiers consiste à inspecter les conduites afin de détecter toute perturbation de l'écoulement des eaux usées et les éventuels défauts (par exemple, fissures, fuites) de la conduite, à curer les conduites d'eaux usées et à extraire les sédiments. Enfin, un certain nombre de tâches d'entretien (par exemple, la maçonnerie, la menuiserie) sont généralement effectuées par du personnel

spécialisé. L'exposition biologique se produit par l'inhalation d'aérosols, le contact de la peau ou l'ingestion d'eaux usées (Wild et al., 2006).

Une deuxième exposition provient du débordement d'eau d'égout par temps de pluie. Les débordements sont provoqués par une saturation des réseaux provoqués par les événements pluvieux. Ces débordements peuvent être de deux natures :

- débordements « contrôlés » : provoquant une contamination des eaux de surface au niveau des déversoirs d'orage (Dhiman et al., 2016; Ham et al., 2008) ;
- les débordements « incontrôlés » : les inondations de temps de pluie provoquant une contamination de la chaussée.

2.1.2.2.2. Les expositions dues à des dysfonctionnements

La gestion d'eau par l'égout peut subir plusieurs dysfonctionnements. Un de ces dysfonctionnements provient de mauvais raccordement ou de raccordements illicites d'eaux usées sur le réseau d'eau pluviale dans le cas d'un réseau séparatif (Galfi et al., 2016; Hachad et al., 2022). Ces raccordements entraînent un rejet direct des eaux usées dans l'environnement. Nous n'avons pas de chiffres à l'échelle nationale de la probabilité de survenue de ce dysfonctionnement, mais des taux de mauvais raccordement de l'ordre de 20% sont fréquents (par exemple 22% sur un site dans les Yvelines, (communication personnelle)).

Les égouts peuvent également subir des fuites dont l'ampleur sera déterminée par :

- la fréquence des défauts ;
- l'âge et la méthode de construction ;
- la granulométrie du matériau entourant la canalisation (Reynolds et Barrett, 2003).

Ces fuites peuvent entraîner une infiltration des eaux usées vers le sol qui, suivant la profondeur de la nappe, peuvent contaminer les eaux souterraines (Liu et al., 2019).

Les égouts peuvent s'obstruer par des amas de graisses alimentaires et autres déchets ménagers entraînant des débordements sur la chaussée ainsi que dans des maisons et des commerces. Ces amas portent le nom de *Fabergé*. En 2013, des canalisations situées sous une importante artère de Kingston, dans le sud-ouest de Londres, ont été obstruées par un fatberg mesurant près de 11m et pesant plus de quinze tonnes (Le Monde, 2013). Les canalisations peuvent être également obstruées par des sédiments et d'autres débris provenant des réseaux unitaires telles

que les lingettes. Ces débris peuvent entraîner un dysfonctionnement des pompes de relevage utilisées pour transporter les eaux usées dans les égouts.

Nous n'avons pas les chiffres de probabilité d'apparition des deux derniers dysfonctionnements cités.

Le premier RIE concerne les travailleurs qui doivent intervenir sur le réseau et qui sont en contact avec les eaux usées. Cependant, les études sur les conséquences sanitaires de cette exposition ont donné des résultats contradictoires, notamment du fait d'autres facteurs qui ne sont pas directement liés au travail dans les égouts (Divizia et al., 2008; Friis et al., 1996, 1998; Vaidya et al., 2003).

Le deuxième RIE associé est le rejet d'eaux usées contaminées dans le milieu récepteur, du fait de débordement des réseaux ou de mauvais raccordement. Malgré une diminution de $1\log_{10}$ dans les eaux usées par temps de pluie par rapport à la concentration dans les eaux usées brutes, la concentration en *E.coli* est toujours de près de $5\log_{10}$ supérieur au seuil de baignade. La contamination provoquée par les déversoirs d'orage peut être transportée sur des distances et des durées plus ou moins longues en fonction des conditions météorologiques, des OPP ainsi que du débit du déversoir d'orage et du milieu récepteur. Dans l'étude de Passerat et al. (2011), la contamination avait diminué de 66 % pour *E. coli* et de 79 % pour les entérocoques intestinaux après 13 à 14 h de transit dans la Seine. Les résultats de Walters et al. (2015) indiquent que la persistance des indicateurs fécaux bactériens dans les sédiments est plus élevée que dans la colonne d'eau. Le RIE dépend des usages de l'eau au point de rejet.

Le troisième RIE est associé à la contamination des eaux souterraines. L'étude de Reynolds and Barrett (2003) conclut que les eaux souterraines sont vulnérables à la contamination microbiologique par les fuites d'égouts. Les résultats d'une enquête menée à Nottingham ont montré une contamination généralisée de la nappe phréatique à faible profondeur par les eaux usées, attribuable à l'exfiltration d'eau des égouts et s'infiltrant ensuite dans le sol. Dans une autre recherche, des bactéries issues des eaux usées ont été identifiées à des profondeurs allant jusqu'à 90 m sous les agglomérations urbaines des Midlands (Reynolds et Barrett, 2003). La contamination des eaux souterraines par les fuites des égouts est accentuée par les épisodes pluvieux (Gotkowitz et al., 2016). Usuellement ces nappes ne sont pas utilisées pour la production d'eau potable.

Le quatrième RIE est associé au débordement des réseaux dans le milieu urbain densément peuplé (débordement « incontrôlés »).

Pour éviter la fuite d'eaux usées des réseaux d'égouts vers la nappe, ces derniers doivent être contrôlés régulièrement et renouvelés dans le cas où ils sont trop endommagés. Pour éviter les débordements par temps de pluie, une séparation entre les eaux pluviales et les eaux usées peut être réalisée. Gérer les eaux pluviales au niveau de la parcelle et les infiltrer dans le sol permet de réduire les débits et volumes transitant par les égouts. Un réseau séparatif peut être mis en place afin d'éviter le mélange et la contamination des eaux de ruissellement par les eaux usées, mais celui-ci peut également être impacté par de mauvais branchements. Dans ce cas, les eaux de ruissellement sont dirigées vers le milieu naturel. Malgré la séparation avec les eaux usées, les eaux pluviales restent contaminées par des OPP entériques provenant du ruissellement sur les chaussées et toitures.

Dans le cas où ces solutions ne peuvent être mises en place, des bassins de rétentions peuvent être installés pour stocker de l'eau temporairement et éviter des débordements par temps de pluie. La ville de Chicago a débuté dans les années 1970 la construction d'un bassin de rétention, le Tunnel and Reservoir Plan, qui devrait permettre de stocker plus de 64 millions de m³. La construction de ce bassin devrait se terminer aux alentours de 2029. La Ville de Paris a prévu la construction d'un bassin de stockage-traitement-restitution à Austerlitz de 50 m de diamètre et de 30 m de profondeur et qui pourra recueillir 46 000 m³ d'eau (Sade, 2022), afin de garantir la baignabilité de la Seine pour les épreuves en eau libre des JO 2024 à Paris. Ces eaux sont ensuite acheminées à la STEU pour être traitées.

2.1.2.3. Un risque par inhalation présent au niveau des STEU

Les eaux usées arrivant en STEU étant acheminées par les égouts, la contamination en OPP de celles-ci est similaire à la contamination des eaux d'égout par temps sec (Figure 2.7).

L'exposition au niveau des STEU concerne la production d'aérosols pouvant être inhalés par les personnes exposées. Les principales sources d'émission d'aérosols des STEU sont les salles de dégrillage, les salles de déshydratation des boues et les bassins d'aération (Han et al., 2020). Le degré d'exposition humaine aux OPP entériques en suspension dans l'air peut varier

considérablement en fonction du type et de la capacité de l'usine, du type d'installations, des activités réalisées et des conditions météorologiques (Korzeniewska, 2011; J. Li et al., 2016; Yang et al., 2019).

Les émissions d'aérosols au sein d'une STEU présentent un RIE pour les gestionnaires ainsi que les riverains situés aux alentours (Korzeniewska, 2011; Yang et al., 2018). Les employés des stations d'épuration des eaux usées sont sujets à des troubles cutanés, des diarrhées et d'autres symptômes gastro-intestinaux dans une proportion significativement plus élevée que les groupes de contrôle (Jaremków et al., 2017; Lu et al., 2020; Lundholm et Rylander, 1983; Rylander, 1999). Sur la base d'une étude de risque d'exposition à *Cryptosporidium*, *Campylobacter* et *Rotavirus*, une distance de retrait de l'usine de traitement de 300 m de toute habitation semblait généralement adéquate pour minimiser les risques sanitaires pour les résidents proches (Stellacci et al., 2010).

2.1.2.4. Des eaux traitées, mais pas désinfectées

La concentration en OPP dans les eaux traitées est fonction de la composition microbiologique des eaux brutes ainsi que du type de traitement appliqué, mais les STEU ne sont pas contraintes à un abattement des OPP, hormis dans certains cas où le milieu récepteur est sensible (baignade, production d'eau potable, conchyliculture). Les processus de traitement sont rarement optimisés pour réduire les OPP et la dilution des eaux usées traitées dans le milieu récepteur ne permet pas de protéger les êtres humains contre le risque de contamination induit par ces organismes (Stenström, 2013). En France, 1,6% seulement des STEU sont équipées de traitement désinfectant⁷. La réduction en OPP entre eaux usées brutes et eaux usées traitées est d'environ de $3\log_{10}$ pour *E.coli*, $2\log_{10}$ pour *Rotavirus*, $1\log_{10}$ pour *Giardia intestinalis* et *Ascaris* (Figure 2.8). Pour *Ascaris*, la concentration dans les eaux usées traitées n'est pas nulle, mais proche de 0.

⁷ Chiffres du portail de l'assainissement collectif

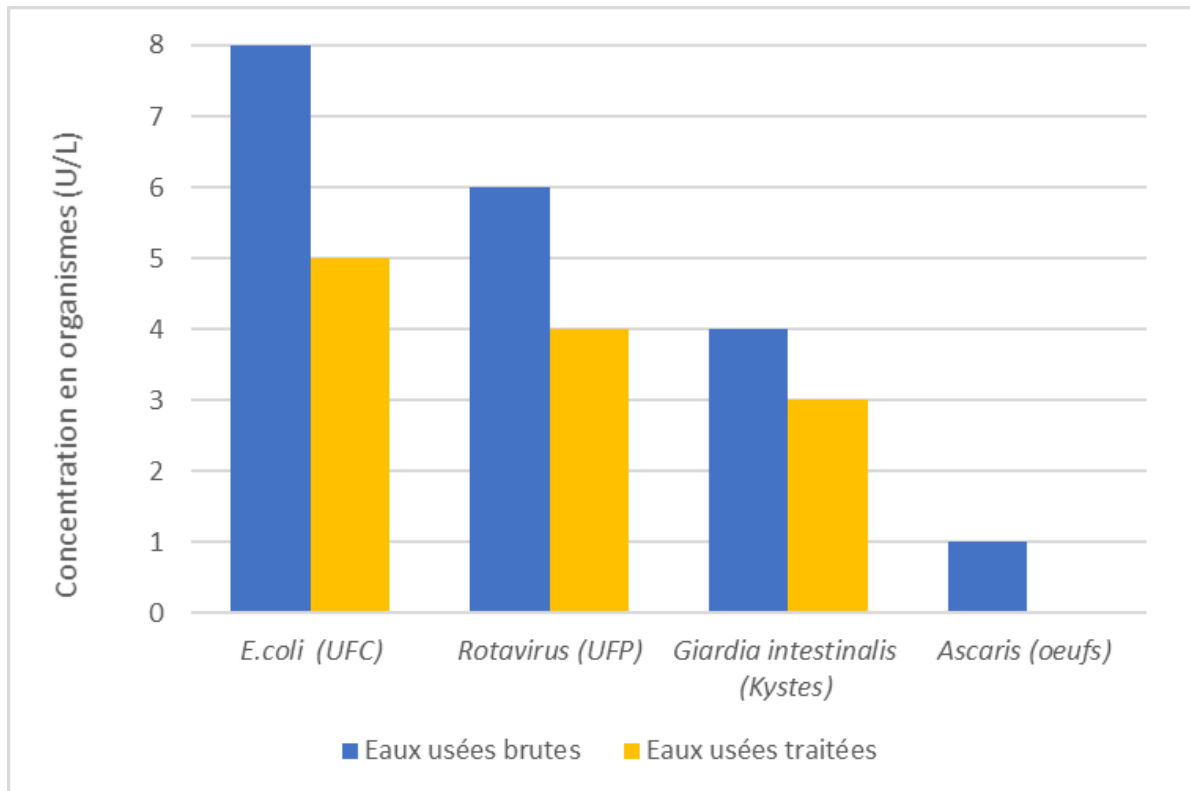


Figure 2.8 : Concentrations en *E. coli* (UFC), en *Rotavirus* (UFP), *Giardia* (Kystes) et *Ascaris* (œufs) par litre d'eaux usées brutes et d'eaux usées traitées (issues de moyennes des données présentes dans l'annexe n°1)

L'exposition aux eaux usées traitées est associée à leur rejet dans le milieu récepteur. Les eaux usées traitées rejetées par la STEU d'Achères ont été identifiées comme contributeur majeur à la contamination de la Seine par les virus entériques humains (Mouchel et al., 2021) et, bien qu'elles ne représentent pas la principale contamination parasitaire de la Seine (la principale étant les pratiques agricoles), elles contribuent à son maintien (Moulin 2010).

La concentration en *E. coli* dans les eaux usées traitées est toujours de $2 \log_{10}$ supérieure à la concentration nécessaire pour atteindre une qualité d'eau suffisante pour la baignade. Dans sa thèse, Esculier utilise le nombre de personnes d'un système d'assainissement (en EH) par rapport au débit d'étiage mensuel quinquennal (QMNA 5) afin de calculer le facteur de dilution nécessaire des eaux usées non traitées dans le milieu récepteur pour atteindre le seuil de qualité « suffisante » (Esculier, 2018). Le facteur qu'il obtient est celui de $0.03 \text{ EH}/(\text{L}/\text{s})$, cela représente $30 \text{ habitants}/(\text{m}^3/\text{s})$, soit de l'ordre de 3000 habitants pour la Seine l'été ($100 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$). Cette limite est actuellement très rarement atteinte.

La distance de contamination, c'est-à-dire la distance nécessaire pour que la concentration en OPP dans le milieu récepteur retrouve une concentration égale à celle présente avant le point de rejet des eaux usées, varie en fonction de l'agent biologique, de sa concentration dans les eaux traitées, du débit du milieu récepteur par rapport au débit d'eaux usées et des conditions météorologiques. Dans leur article sur la contamination du bassin de la Seine, Servais et al. indiquaient qu'il fallait respectivement 50 km et 60 km pour que le milieu récepteur retrouve des valeurs de contamination en coliformes fécaux proches de celles observées en amont du rejet des eaux usées traitées des STEU de Reims et de Troyes (Servais et al., 2007). En utilisant les données de débit moyen des rejets d'eaux usées des STEU ainsi que celles du milieu récepteur, il serait possible de faire une extrapolation des distances de contamination mesurées pour les STEU de Reims et de Troyes pour avoir une information très large des distances de rivières contaminées par les rejets de STEU en France. Bien sûr, ces valeurs seraient approximatives puisqu'elles ne prennent pas en compte l'ensemble des agents pathogènes ou la dynamique d'évolution de ces agents dans l'eau.

Le RIE associé au rejet des eaux usées traitées est lié à l'utilisation des eaux du milieu de rejet à des fins de baignade et de loisirs, comme source d'eau brute pour la production d'eau potable et pour toute zone conchylicole en aval (Ueki et al., 2005). La contamination des eaux de surface par les eaux usées traitées est un enjeu majeur de santé publique (Le Cann et al., 2004).

Nous considérerons le RIE associé au rejet des eaux usées traitées comme faible dans le cas de figure où le traitement appliqué aux eaux usées traitées permet de réduire la concentration en *E.Coli* et en entérocoques à une concentration atteignant le seuil de baignade fixé par la directive 2006/7/CE. À la vue du très faible taux de STEU équipées de traitement désinfectant en France, nous en déduisons que considérer ce risque comme faible est extrêmement rare.

2.1.2.5. Une gestion des boues réglementée

La contamination des boues est plus difficile à déterminer, car celle-ci dépend de l'incidence des OPP dans les eaux usées brutes, du type de boues (primaire, secondaire, mixtes, biologiques), du type de milieu et de la technique de mesure (liquide/solide). Cette diversité est appréhendée dans l'étude de Déléry and Bonnard (2007). La concentration en OPP entériques dans les boues d'épuration brutes avant traitement est estimée à 10^6 UFC.g⁻¹ pour les *E.Coli*,

10^3 UFP.g⁻¹ pour les *Rotavirus*, $10^{2.5}$ kystes.g⁻¹ et œufs.g⁻¹ pour *Giarda intestinalis* et *Ascaris* (Figure 2.9). Le RIE associé à la gestion des boues brutes est associé à l'exposition aux aérosols produits par la déshydratation des boues.

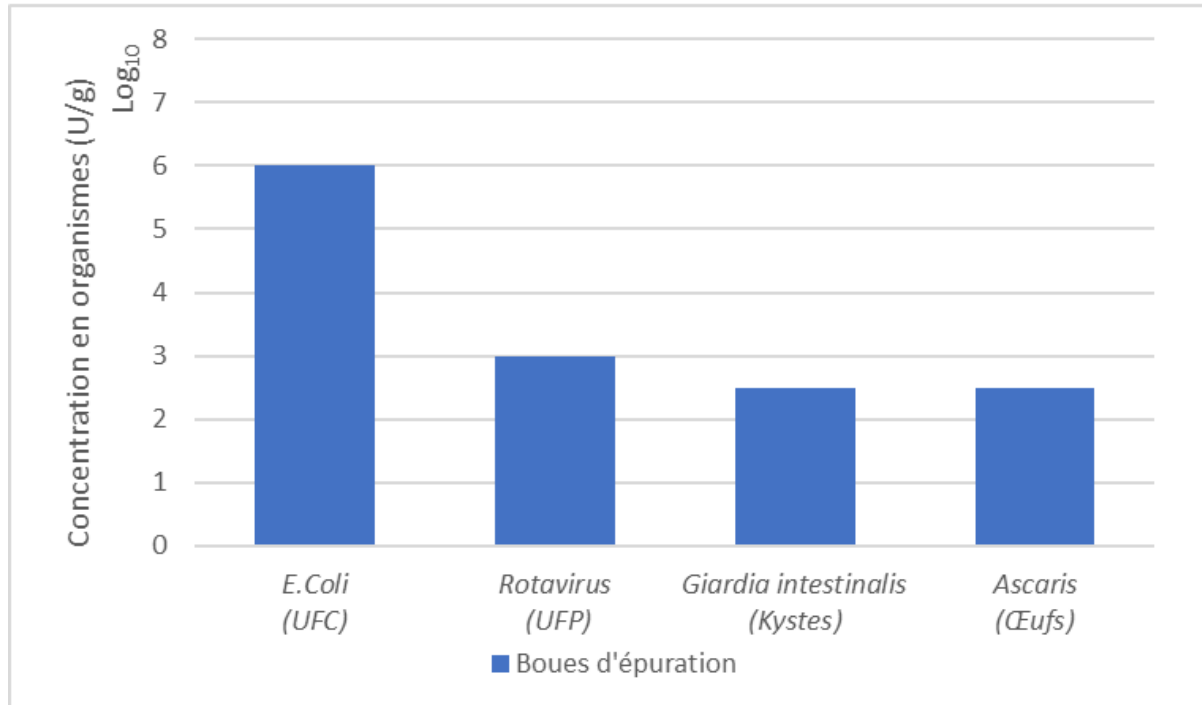


Figure 2.9 : Concentrations en *E.coli* (UFC), en *Rotavirus* (UFP), *Giardia* (Kystes) et *Ascaris* (Œufs) par g de boues d'épuration (issues de moyennes des données présentes dans l'annexe n°1)

Ces boues d'épuration peuvent avoir plusieurs destinations telles que la mise en décharge, l'utilisation agricole définie dans la directive européenne 86/278/CEE (Directives 86/278/EEC, 2018) ou l'incinération. Dans le cas où elles sont incinérées, le danger associé aux produits qui sont issus de l'incinération est considéré comme nul. Le stockage des boues brutes dans les centres d'enfouissement doit être réalisé de manière à éviter toute fuite vers l'environnement (Reverdy et Pradel, 2010), nous pouvons estimer que le RIE qui est associé à leur stockage est faible. Concernant leur utilisation agricole, la directive européenne 86/278/CEE a introduit des valeurs limites de concentration en contaminants afin de protéger la santé humaine, mais ne prévoit pas de valeurs limites pour la teneur en agents pathogènes. La législation nationale de la plupart des pays contrôle la présence de salmonelles (à l'exception de la Lituanie, du Luxembourg et de la Slovaquie) et, dans de nombreux cas, d'autres agents pathogènes (Collivignarelli et al., 2019).

En France, dans le cas où elles sont épandues, les boues d'épuration doivent respecter la norme NFU44-095 sur le compostage ou l'arrêté du 8 janvier 1998 sur l'épandage des boues d'épuration. L'arrêté du 8 janvier 1998 mentionne l'analyse des coliformes thermotolérants, ainsi que des valeurs seuils pour d'autres OPP pour définir ce que signifie une « boue hygiénisée », mais l'hygiénisation des boues n'est pas obligatoire. Dans le cas où les boues ne sont pas hygiénisées, les prescriptions d'épandage sont plus sévères, mais il n'y a pas de limites sur les teneurs en OPP.

Pour permettre une comparaison avec la contamination en *E. Coli* et en entérocoques intestinaux des autres flux produits par la filière de gestion des matières fécales par le TAE (matières fécales, eaux usées), nous utiliserons les valeurs indiquées dans la norme NFU44-095. Par comparaison avec les valeurs seuils indiquées pour les paramètres salmonelles et les Œufs d'helminthes viables, la norme NFU44-095 est plus restrictive que l'arrêté du 8 janvier 1998. Les valeurs indiquées dans la norme sont de 10^3 par gramme de matières brutes (g.M.B) pour les *E.Coli* et de 10^5 gM.B pour les entérocoques. Nous considérerons le danger des boues d'épuration comme étant faibles si celles-ci ont subi un traitement qui réduit leur concentration d'*E.Coli* et d'entérocoques au seuil indiqué dans la norme NFU 44-095 (Tableau 2.3).

Tableau 2.3 : Valeurs seuils de concentration en OPP dans les boues traitées en g de matière brute (MB) pour la norme NFU 44-095 et pour 10g de matières sèches (MS) pour l'arrêté du 8 janvier 1998. NPP représente le nombre le plus probable et NPPC le nombre le plus probable d'unités cytopathiques.

Paramètres	Valeurs seuils NFU 44-095 (gMB)	Arrêté du 8 janvier 1998 (boues hygiénisées) (10g MS)
Entérocoques intestinaux (UFC/100ml)	10^4	
<i>Escherichia coli</i> (UFC/100ml)	10^2	
Œufs d'helminthes viables	Absence dans 1,5g	3
Salmonelles	Absence dans 1g de M.B (autre culture)	< 8 NPP
	Absence dans 25g de M.B (cultures maraîchères)	
Entérovirus		< 3 NPPUC

Dans le cas où elles sont utilisées en agriculture, les conséquences les plus importantes sur la communauté proviendraient de légumes fertilisés avec des boues et consommés crus (Westrell et al., 2004). Les risques induits par l'épandage des boues d'épuration sont considérés comme faibles dans les pays où une réglementation sur les OPP a été instaurée (Déléry et Bonnard, 2007), mais il est important de prendre en compte les possibles transferts verticaux vers les eaux souterraines dans les plans d'épandage (Horswell et al., 2010). En plus des valeurs limites de concentration en OPP dans le cas de boues hygiénisées, l'arrêté du 8 janvier 1998 indique les prescriptions à suivre par rapport aux distances d'isolement et délais minima à suivre pour l'épandage de boues (annexe II de l'arrêté du 8 janvier 1998). D'autres pays interdisent leur épandage (Suisse, Allemagne, Pays-Bas), à la fois pour des raisons de RIE et de risque chimique (OFEV, 2019). Il serait également pertinent d'étudier les risques pour le gestionnaire en charge de l'épandage des boues d'épuration.

2.1.3 Conclusion

Nous avons compilé les RIE recensés en essayant d'estimer leur gravité dans la Figure 2.10. En substance, les résultats de notre analyse montrent que le danger lié aux matières fécales est déplacé de l'intérieur des zones urbaines densément peuplées vers la STEU, mais qu'il n'est pas éliminé par le TAE (Figure 2.10). Le rejet des eaux usées traitées n'étant pas assujéti à une réglementation sur la contamination des OPP, le danger est déplacé vers l'environnement. Des expositions surviennent tout au long de la filière, par la production d'aérosols, dans la toilette et dans la STEU et également dans le milieu récepteur par le rejet d'eaux usées brutes lors du déversement par temps de pluie, ou par le rejet d'eaux usées traitées en sortie de STEU. Ces expositions induisent un RIE pour la santé publique dont les conséquences sanitaires sont encore à déterminer. Afin de pallier à ce risque, des mesures peuvent être mises en place afin de limiter le RIE, en empêchant la production d'aérosols au niveau de la toilette, en évitant les rejets directs par temps de pluie ou le rejet d'eaux usées contaminées par temps sec.

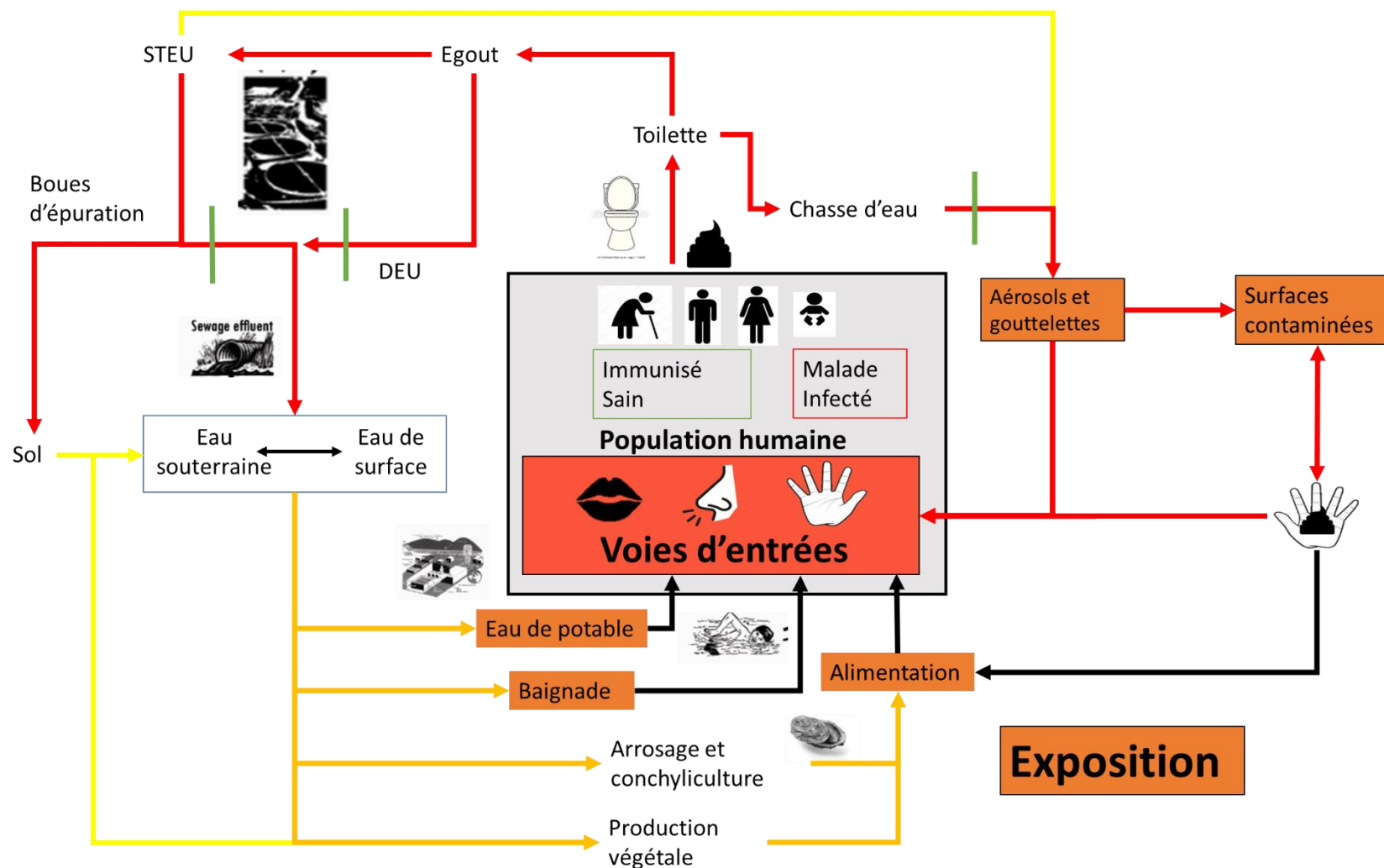


Figure 2.10 : Voies d'exposition aux pathogènes entériques dans la gestion des matières fécales par les toilettes à chasse d'eau, les égouts et les stations d'épuration. De rouge à jaune, le gradient de risque de transmission, le rouge induisant un risque élevé de transmission et le jaune un risque faible. Les flèches noires représentent des risques non définis. Les traits verts indiquent les mesures à mettre en place pour limiter le risque sanitaire.

2.2. Compromis autour d'un risque infectieux entérique très présent

Nous avons vu dans la partie précédente que la gestion du RIE par le TAE était incomplète et qu'elle conduisait à une exposition de la population. L'objectif de ce second chapitre est d'appréhender les conséquences sanitaires du TAE sur la santé publique de cette exposition. Nous nous demanderons si les maladies infectieuses entériques (MIE) sont encore présentes dans les pays largement équipés d'égout et nous essayerons d'estimer les organismes potentiellement pathogènes (OPP) à l'origine de ces maladies (section 2.2.1). Basés sur les résultats, nous essayerons d'appréhender le rôle de la gestion des matières fécales par le tout-à-l'égout (TAE) dans la transmission de ces maladies (section 2.2.2). Enfin, nous tenterons de discriminer les effets de la mise en place du TAE sur la santé publique dans les pays qui en sont peu équipés (section 2.2.3).

2.2.1 Des maladies encore très présentes en France

Il n'y a pas d'études sur les conséquences sanitaires de la gestion des matières fécales par le TAE dans les pays dans lesquels ce système de gestion est fortement déployé. Une des raisons pouvant expliquer ce manque d'étude est la faible mortalité associée aux MIE dans ces pays, 2,5 décès pour 100 000 personnes en France (IHME, 2020b), ce qui est faible par rapport aux décès par accident routiers (42 pour 100 000) ou au cancer (231 pour 100 000). Cependant, des études ont estimé la morbidité des MIE dans la population française. Van Cauteren et al. ont mené une enquête téléphonique transversale rétrospective basée sur la population entre mai 2009 et avril 2010 (D. Van Cauteren et al., 2012). Sur les 10 080 personnes suivies, ses résultats indiquent qu'environ 1 personne sur 3 en moyenne souffre de gastro-entérite (≥ 3 selles liquides ou des vomissements dans une période de 24 heures) chaque année en France soit plus de 21 millions d'épisodes. Ce taux d'incidence est proche de l'estimation obtenue dans l'étude anglaise de Tam et al. (2012) avec 1 personne sur 4 souffrant de gastro-entérite chaque année.

Mais l'estimation du nombre de cas précis ainsi que l'étiologie de la maladie (OPP à l'origine de la maladie) est compliquée. En France, le recensement des malades ne permet pas d'estimer la totalité du nombre de malades dans la population et pendant une année (morbidité) du fait de la part non visible par les systèmes de surveillance : les cas non médicalisés, les cas non

confirmés par un examen en laboratoire, les cas non déclarés au système de surveillance de ces infections ou encore les cas asymptomatiques (Figure 2.11).

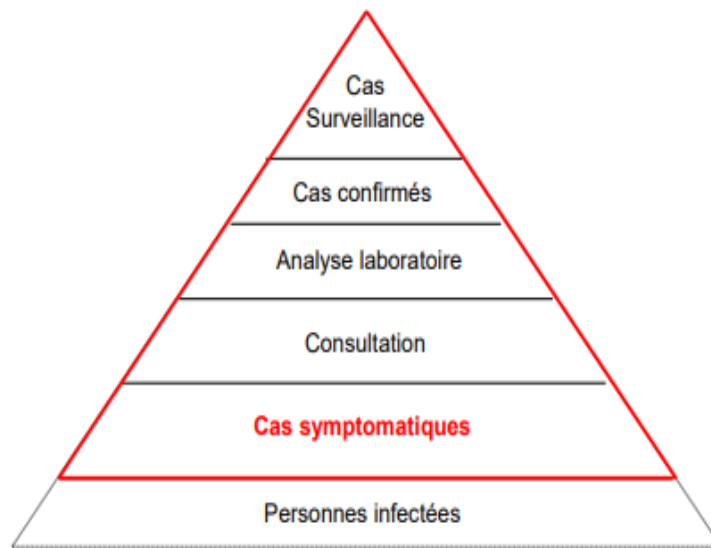


Figure 2.11 : Pyramide de la surveillance

Source : Van Cauterén (2016)

Un moyen d'appréhender la morbidité des MIE en fonction de leur étiologie est de réaliser des études de cohortes, c'est-à-dire, de suivre sur un temps une population définie (la cohorte) et de faire une analyse de selles lors de l'apparition de symptôme de MIE (diarrhées, vomissements). Malheureusement, il n'a pas été fait d'étude de cohorte en France pour déterminer les incidences pour chaque OPP. Van Cauterén et al. (2017) ont estimé le nombre annuel de maladies et de décès associés à des agents pathogènes d'origine alimentaire à partir de bases de données. Étant donné que certains OPP entériques ont une transmission d'origine alimentaire, cette étude permet d'avoir des données sur leur incidence en France. Cependant, certains OPP entériques n'étaient pas étudiés comme par exemple les *Rotavirus*, *Cryptosporidium* ou *Giardia intestinalis*. Mais des études menées dans d'autres pays largement équipés d'égout fournissent des données sur l'incidence locale des OPP entériques manquant dans l'étude de Van Cauterén et al., (2017).

Une étude de cohorte, The Second Study of Infectious Intestinal Disease in the Community (IID2 Study), a été réalisée afin d'estimer l'incidence et l'épidémiologie des MIE au Royaume-Uni (Tam et al., 2012). L'étude a consisté en une enquête téléphonique pour déterminer la morbidité par les MIE dans la communauté et également un suivi d'une population de 8 400 individus avec analyse des selles en cas de symptômes d'infection pendant 1 an. Par rapport à

la recherche de Van Cauteren et al. (2017), elle prend en compte les *E.Coli* entérohémorragiques (EHEC), les *Adénovirus*, les *Astrovirus*, *Rotavirus*, *Sapovirus*, *Cryptosporidium* et *Giardia intestinalis* mais elle ne prend pas en compte les hépatites (A et E) ni les helminthes. Les raisons de la non-prise en compte de ces OPP ne sont pas indiquées. Les deux études ne prennent pas en compte l'incidence de *Enterobius vermicularis* qui est pourtant une parasitose très courante chez les enfants. Pour les OPP entériques étudiés dans les deux études, les estimations du taux d'incidence pour 1000 habitants de l'IID2 Study sont proches de celle faite par Van Cauteren et al. (2017), respectivement 7,62 et 9,3 causées par *Campylobacter*, 57,34 et 47 pour *Norovirus* et 1,85 et 1,5 pour *Clostridium*. On peut néanmoins observer une différence pour l'estimation de l'incidence de *Salmonella* qui est de 3,06 pour l'étude de Van Cauteren et al. et 0,6 pour 1000 habitants pour l'étude de Tam et al. (Tam et al., 2012; Dieter Van Cauteren et al., 2017).

L'incidence des OPP entériques au Royaume-Uni est suffisamment proche de celle de la France pour considérer qu'elles peuvent être agrégées pour donner une estimation de l'incidence des MIE dans ces deux pays. Nous proposons de considérer que l'ensemble des OPP suivit dans les deux études, ainsi que *Enterobius vermicularis*, représente les OPP endémiques en France. Les deux études nous permettent ainsi de fournir une estimation de la morbidité des MIE par an en France par OPP.

Pour les estimations, nous nous sommes basés en priorité sur les chiffres d'incidence français (Van Cauteren et al. (2017), car nous considérons son estimation plus précise du fait de sa localisation. Dans le cas où l'estimation d'un OPP manquait, nous avons utilisé les chiffres de l'étude britannique (l'IID2 Study). Si on classe les OPP par ordre d'incidence dans la population (pour 1000 individus), on obtient : *Norovirus* (47,0), *Sapovirus* (26,1), *Rotavirus* (12,7) et *Adénovirus* (10,2). Les bactéries *Campylobacter* (9,3) puis les protozoaires *Enterobius* (8,1), *EAEC* (5,9), *Astrovirus* (5,3) et enfin *Salmonella* (3,1) et *Clostridium* (1,5) (Figure 2.12).

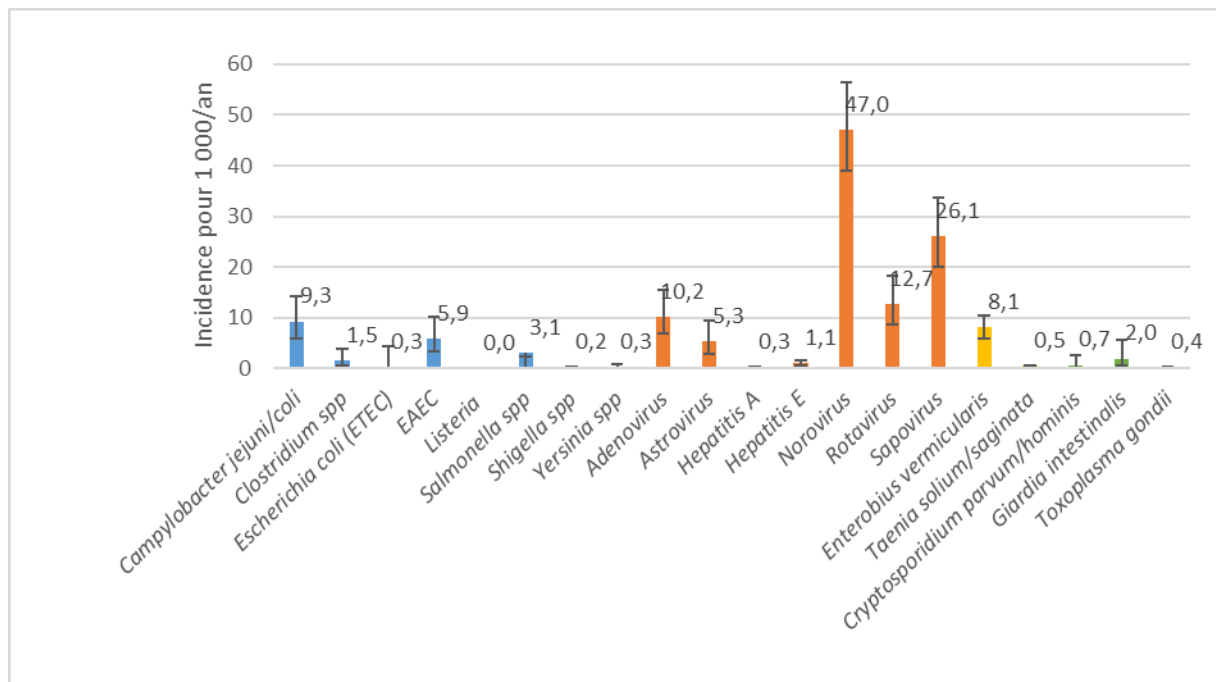


Figure 2.12 : Estimations (5e, 50e, 95e percentiles de la distribution) du ratio annuel de MIE pour 1000 habitants en fonction des OPP, pour l'étude française (Van Cauteran et al. 2017) et l'étude anglaise (Tam et al. 2012). Pour les données sur la morbidité de *Enterobius Vermicularis*, nous nous sommes basés sur une étude bulgare (Friesen et al. 2019). Les organismes représentés en bleu sur le graphique correspondent aux bactéries, en orange aux virus, en jaune aux helminthes et en vert aux protozoaires.

Il est intéressant de constater que, dans l'étude de Tam et al. (2012), plus de 60 % des selles analysées pour des personnes présentant des symptômes de gastro-entérites étaient négatives pour tous les OPP recherchés. Pour expliquer ce résultat, les auteurs avancent plusieurs hypothèses : d'autres organismes pour lesquels des tests n'ont pas été effectués, des organismes inconnus jusqu'à présent ou des maladies qui ne sont pas dues à un OPP tels que le syndrome du côlon irritable. En nous basant sur une population française de 62 millions d'individus comme dans l'étude de Van Cauteran et al. (2017), nous pouvons estimer l'incidence totale des OPP entériques dans la population française et la comparer avec celle estimée à partir de l'enquête téléphonique (D. Van Cauteran et al., 2012). En France, il y a près de 80% des cas de MIE estimés à partir de la présence de symptômes dont l'origine est inconnue (Figure 2.13).

Nous pouvons tout de même conclure que les OPP entériques sont encore très présents dans les pays où le TAE est fortement déployé.

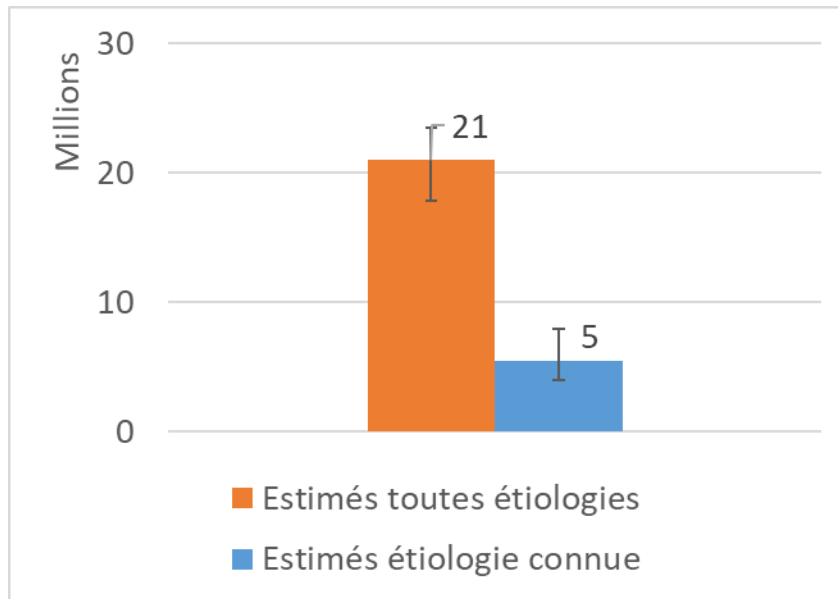


Figure 2.13 : Estimation totale de l'incidence des MIE dans la population française toutes étiologies confondues et étiologie connue

2.2.2 Une gestion curative du risque

En faisant correspondre les résultats sur l'épidémiologie des MIE en France avec les voies de transmission préférentielles des OPP, nous pouvons tenter d'estimer les voies de transmission des OPP en France. Nous comparons ces voies de transmission avec les RIE identifiés dans la gestion des matières fécales par le TAE afin d'appréhender le rôle de cette gestion dans la transmission des MIE en France.

2.2.2.1. Un manque d'hygiène

Pour les pays du Nord, il est admis que le manque d'hygiène des mains est la voie de transmission majoritaire des MIE. Une enquête internet réalisée par BVA indique que seulement 62% des Français se savonnent systématiquement les mains après être allé aux toilettes, classant la France à la 50ème place sur les 63 pays étudiés (BVA, 2015). Le nettoyage des rues avec des eaux contaminées (exemple de l'eau non potable de Paris), les épisodes de vomissement, la chasse d'eau ou bien les bassins d'aération des STEU peuvent être à l'origine de la production d'aérosols contaminés entraînant une exposition indirecte par contact. La National Sanitation Foundation a recherché les lieux de contamination par des micro-organismes à l'intérieur des foyers aux États-Unis. Des coliformes ont été trouvés sur plus de 75 % des éponges et chiffons à vaisselle, 45 % des éviers de cuisine, 32 % des plans de travail, 18 % des planches à découper, 27 % des porte-brosses à dents et 9 % des poignées de robinet

de salles de bains. Dans une étude de Fankem et al. (2006) sur la contamination des toilettes publiques, des bactéries coliformes ont été détectées sur 21% des sites échantillonnés et *E. coli* sur 3,1%. *Salmonella* a été détectée dans 3 % des robinets et de la cuvette des éviers. Les toilettes publiques les plus contaminées se trouvaient dans les aéroports, les gares routières et les universités. Étant donné que les pratiques d'hygiène de base ne sont pas respectées telles que le lavage des mains, notre environnement de vie est largement contaminé.

2.2.2.2. Des réglementations fortes sur l'usage de l'eau

2.2.2.2.1. Un traitement efficace de l'eau de consommation

En France métropolitaine, 99% de la population a accès à un réseau d'alimentation en eau dont les seuils de contamination sont réglementés à 0 *E.Coli* et Entérocoques pour 100mL par la directive (UE) 2020/2184.

En utilisant les données disponibles pour la période 1998–2006, le nombre annuel des épidémies, c'est-à-dire l'apparition d'une maladie infectieuse touchant au même endroit un grand nombre de personnes, d'origine hydrique dans l'eau de boisson s'élevait à 10,1 épidémies par an aux États-Unis, 4,5 en Angleterre et au Pays de Galles et 1,1 en France. Les variations des taux d'incidence observés entre les trois pays témoignent principalement de différences dans l'effort de détection et d'investigation (Beaudeau, 2012). Dans les pays de l'OCDE, le risque d'origine fécale porté par l'eau du robinet reste présent, mais son expression est essentiellement rythmée par les précipitations (Beaudeau, 2016).

La pollution microbiologique de la ressource apparaît le plus souvent à la suite de pluies intenses ou prolongées. L'hypothèse formulée par Beaudeau est que l'essentiel du risque infectieux d'origine fécale attribuable à l'eau distribuée survient dans les communes rurales et les petites villes. Les contaminations touchent en majorité les petites stations possédant un traitement plus simple que celui des plus grandes agglomérations, souvent une chloration seulement (Beaudeau, 2016). Certains pathogènes sont résistants à ce traitement comme les protozoaires *Giarda* et *Cryptosporidium*. Une information qui nous a été donnée de manière orale par Loïc Favennec de l'équipe ESCAPE qui travaille sur la transmission des protozoaires est que les traitements moins poussés sur les petites stations que sur les plus grandes agglomérations conduisent à une contamination résiduelle plus grande en *Cryptosporidium*. Le contact répété des personnes habitant les communes desservies à de faibles doses de

Cryptosporidium leur aurait permis de développer leurs systèmes immunitaires et d'obtenir une protection contre l'infection à faible dose (l'immunité acquise a notamment été démontrée dans le cas de l'exposition à *Cryptosporidium* (Chappell et al., 1999)). Les personnes qui tomberaient malades seraient celles des grandes agglomérations dont le système immunitaire n'aurait pas été stimulé.

La défaillance ou l'absence de chloration peut aussi être à l'origine de contamination bactérienne (Gargala et Ja, 2011). Une part importante des épidémies est attribuable à des connexions illicites entre les réseaux techniques des stations d'épuration (recyclage des eaux usées épurées pour l'arrosage et autres usages techniques) et le réseau d'eau potable publique (Beaudeau, 2012). Sur 10 épidémies de gastro-entérites d'origine hydrique qui avait fait l'objet d'une enquête en France de 1998 à 2006, quatre d'entre-elles étaient dues à un retour des eaux usées dans le réseau d'eau potable (Beaudeau et al., 2008). La surveillance par temps de pluie réalisée dans l'étude de Madoux-Humery et al. (2016) au Canada, a montré que les concentrations d'*E. coli* pendant ou après des débordements de réseau augmentent de manière significative au niveau des prises d'eau potable.

2.2.2.2.2. Des zones de baignade définies

Les activités de baignade sont observées depuis très longtemps dans les principaux cours d'eau de la région parisienne. Elles ont été progressivement interdites au cours du vingtième siècle, principalement en raison de la dégradation importante de la qualité des eaux, et plus particulièrement de la qualité microbiologique des eaux de surface, qui présente un enjeu sanitaire majeur (Mouchel et al., 2021). Sur les plages publiques, la santé des baigneurs est supposée être protégée par des échantillonnages d'eau et la fermeture de la plage lorsque les taux de bactéries indicatrices (p. ex. *Escherichia coli* et coliformes) excèdent les seuils réglementaires fixés par la directive 2006/7/CE du parlement européen sur la qualité des eaux de baignade. Toutefois, les coûts élevés des prélèvements et des analyses et les longs délais d'obtention des résultats des laboratoires (48 à 72 heures) sont des freins à une prise de décision rapide de les fermer en temps réel (Sanborn et Takaro, 2013). Sur les 3348 sites de baignade échantillonnés durant la saison de baignade de 2019, 79,5% ont été catégorisés comme excellents, et 1,6% ont obtenu la mention « insuffisante ». L'analyse microbiologique porte seulement sur les indicateurs de contamination fécale *Escherichia coli* et les entérocoques

intestinaux. De plus, le contrôle sanitaire porte sur des zones de baignades définies et qui n'ont pas fait l'objet d'un arrêté d'interdiction du fait d'une mauvaise qualité microbiologique de l'eau. De nombreux baigneurs se baignent hors de ces zones définies. Des estimations par modélisation font valoir que 75 % des maladies humaines dues à la baignade sont attribuables aux *Norovirus* et *Rotavirus* (Soller et al., 2010). Ces virus ne sont pas recherchés dans les analyses microbiologiques. Les plages très fréquentées connaissent des taux de maladies plus élevés, ce qui laisse entendre que la transmission entre baigneurs joue aussi un rôle (Soller et al. 2010).

2.2.2.3. Une contamination alimentaire présente

En 2019, 1 783 toxi-infections alimentaires collectives (TIAC) ont été déclarées en France, affectant 15 641 personnes. Comme les années précédentes, le pathogène le plus fréquemment confirmé était *Salmonella* (36% des TIAC où un agent pathogène a été confirmé). Les agents pathogènes les plus fréquemment suspectés lors de la survenue de TIAC étaient toujours les agents produisant des toxines (*Staphylococcus aureus*, *Bacillus cereus* et *Clostridium perfringens*) représentant globalement 69% des TIAC où un agent a été suspecté (Fournet et al., 2021).

Les virus entériques, principalement les norovirus, sont fréquemment détectés dans la contamination des coquillages. En effet, la majorité des ventes d'huîtres ont lieu au mois de décembre, au début de l'épidémie de gastro-entérite (Figure 2.14). Dans le cas de l'épidémie de gastro-entérite de décembre 2019 due à la consommation de coquillages contaminés, la contamination provenait de l'eau de mer dans laquelle les coquillages étaient élevés (Fouillet et al., 2020). Cette eau était probablement contaminée par des virus humains provenant des eaux usées comme cela a été documenté lors d'autres épisodes d'épidémie de gastro-entérite due à la consommation de coquillages (Vaillant et al. 2012). En 2021, de mi-février 2021 à début mars, 46 déclarations obligatoires (DO) de toxi-infections alimentaires collectives (TIAC) suspectées d'être liées à la consommation d'huîtres, ont été transmises à Santé publique France et/ou à la Direction générale de l'alimentation (Santé Publique France, 2021).

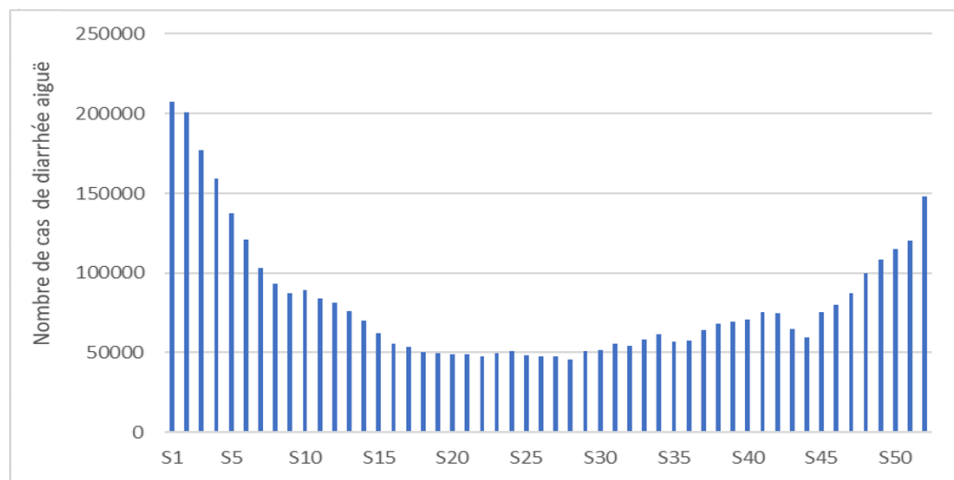


Figure 2.14 : Moyenne hebdomadaire de l'incidence de l'indicateur diarrhée aiguë en France métropolitaine depuis 1991 jusqu'à 2022.

Source : d'après les valeurs obtenues sur le site du réseau Sentinelles (<https://www.sentiweb.fr/>)

2.2.2.4. Une transmission par contact

Les cas de contamination groupée (TIAC) due à un transfert d'OPP par l'alimentation ou l'eau potable permettent un recensement des malades ainsi que de l'OPP en cause. Les traitements appliqués à l'eau potable permettent d'éviter les risques de contamination par l'eau de boisson, mais l'alimentation reste une voie de transfert d'OPP. Cette voie de transfert concerne majoritairement les bactéries et, en France, ce sont les bactéries de type *Campylobacter* qui ont le taux d'incidence le plus important. Il est probable que la voie de transmission de *Campylobacter* soit l'alimentation.

Concernant l'usage de l'eau à but récréatif, celle-ci est reconnue comme une voie de transmission des virus entériques. La baignade ayant lieu majoritairement l'été, nous pouvons affirmer qu'elle ne contribue pas à l'épidémie de gastro-entérite hivernale.

Concernant l'usage de l'eau à but de consommation, les contaminations de la ressource sont rares.

Les cas de malades dus à une transmission de personne à personne sont plus difficiles à recenser, car souvent à caractères individuels. C'est la voie de transfert majoritaire des virus entériques dont les taux d'incidence mesurés sont également les plus hauts (Figure 2.12). Une preuve de la transmission des virus de personnes à personne est l'absence d'épidémie de gastro-entérites

hivernales pendant les années Covid. Suite aux mesures encouragées par les autorités sanitaires françaises (gestes barrières et mise en place de trois confinements), tous les indicateurs de gastro-entérites ont atteint les niveaux les plus bas observés depuis la dernière décennie. Pendant le premier confinement, le taux d'incidence médian rapporté par le réseau Sentinelles était de 32 pour 100 000 habitants, soit 1,9 fois moins que le minimum enregistré pendant la période 2010-2019 (Nisavanh et al. 2022) (Figure 2.15). Une étude menée conjointement par des épidémiologistes de l'université d'Emory à Atlanta et des centres pour le contrôle et la prévention des maladies (CDC) américains, prépubliée à la fin novembre 2020, a confirmé que les mesures sanitaires prises dans les neuf États américains étudiés ont réduit la circulation des *Norovirus* de 61 % (Kraay et al., 2020).

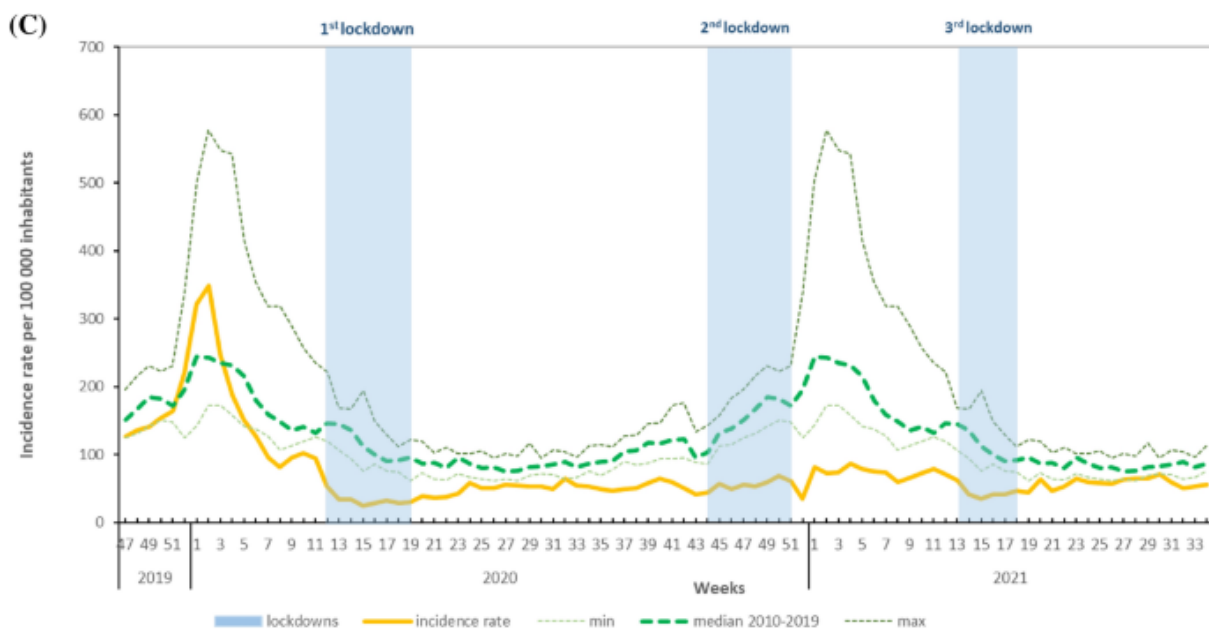


Figure 2.15 : Taux d'incidence hebdomadaire des consultations de médecine générale (Réseau Sentinelles), novembre 2019-août 2021 (ligne jaune) par rapport au minimum, à la médiane et au maximum en 2010-2019 (lignes pointillées), tous âges, France. Encadrés bleu clair : confinements

Source : Nisavanh et al. (2022)

Les virus ont l'humain comme seul réservoir, ce qui élimine la transmission potentielle par les animaux. Nous émettons l'hypothèse que la transmission des virus entériques humains dont l'incidence est élevée (hors hépatites), commence après la défécation, au niveau de la toilette. La production d'aérosols et le dépôt d'OPP sur les mains au moment de l'hygiène anale entraînent la contamination de l'air ainsi que des surfaces. Par voie de transfert par contact direct (poignée de main) ou indirect (poignée de porte, inhalation d'aérosols contaminés), un nouvel hôte peut être infecté.

Dans le cas où la transmission serait du fait d'un manque d'hygiène, la gestion des matières fécales par la toilette à chasse d'eau ne serait pas en cause. Mais, dans le cas où cette transmission serait du fait des aérosols produits par la chasse d'eau, soit directement par inhalation soit indirectement par le biais des surfaces contaminées, la filière de gestion des matières fécales serait à l'origine, en partie, de la transmission des MIE. La faible mortalité associée aux MIE diminue la gravité de ce risque.

Il serait intéressant d'étudier plus précisément les modes et lieux de transmission de ces organismes. Afin de différencier la transmission par les aérosols produits par la chasse d'eau de la transmission du fait d'un manque d'hygiène, une comparaison des cas de MIE recensés entre des utilisateurs de filières de gestion des matières fécales par voies sèches et des utilisateurs de filières par voie humide pourrait être réalisée. Étant donné que la transmission des virus entériques se fait de personne à personne, il serait plus pertinent de suivre les utilisateurs de toilettes installées dans des lieux à forte fréquentation et les utilisateurs de ces toilettes devront faire l'objet d'un suivi afin de recenser les cas de gastro-entérite. Les écoles élémentaires semblent être des lieux d'études adéquats. Les jeunes enfants bénéficient d'un suivi de la part de leurs parents et d'une absence qui sera remarquée par l'école. De plus, les enfants font partie de la classe d'âge la plus touchée par les gastro-entérites (Chapitre 1.2). Des toilettes sèches sont déjà installées dans les écoles suivantes : École élémentaire Jeanne d'Arc (Paris, Île-de-France), École de Saint germé (Saint-Germé, Gers). Ces écoles pourraient faire l'objet d'un suivi systématique afin de comparer les taux de gastro-entérites annuelles et les comparer avec les taux nationaux. Les effets mesurés seront à discriminer des pratiques d'hygiène appliquées dans ces écoles.

2.2.2.5. Conclusion

Les MIE sont encore fortement présentes dans un pays largement équipé du tout à l'égout tel que la France. Il est probable que la majorité des transmissions se fasse de personne à personne, indépendamment des modes de gestion des matières fécales, du fait d'un manque d'hygiène des mains, avec une contribution spécifique des aérosols de toilette à chasse d'eau qui reste à déterminer.

Le RIE associé aux rejets d'eaux usées contaminées dans le milieu récepteur ne semble pas avoir de conséquences sanitaires importantes, mais, dans un pays comme la France, la réglementation concernant l'utilisation des eaux contaminées par le rejet des eaux usées est forte

: traitement poussé de l'eau pour la rendre potable, interdiction de se baigner dans certaines zones, interdiction fréquente de consommer des coquillages. Ces réglementations permettent de limiter les conséquences du rejet d'eaux usées contaminées dans l'environnement (Figure 2.16).

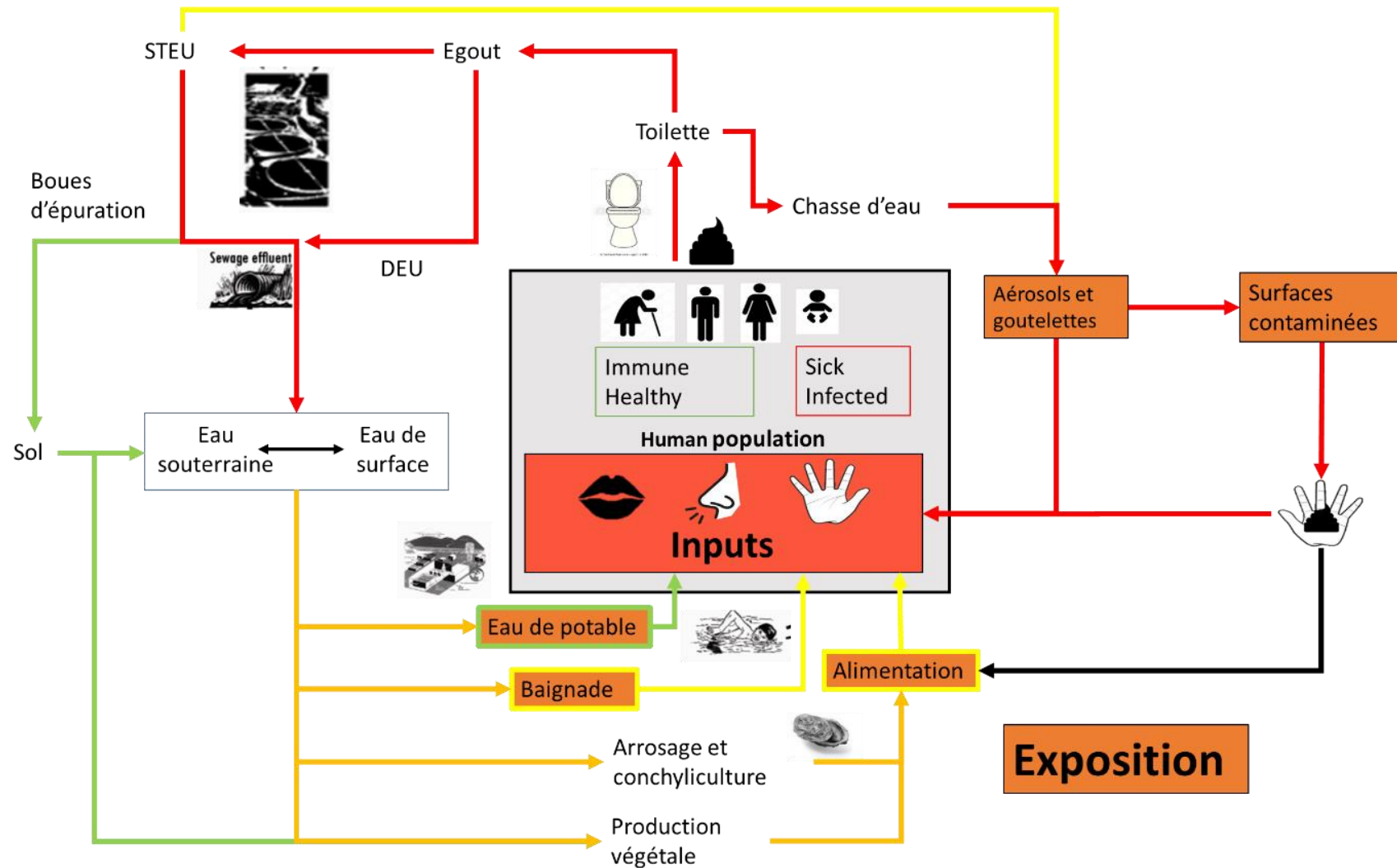


Figure 2.16 : Voies d'exposition aux pathogènes entériques dans la gestion des matières fécales par les toilettes à chasse d'eau, les égouts et les stations d'épuration. De rouge à jaune, le gradient de risque de transmission, le rouge induisant un risque élevé de transmission et le jaune un risque faible. Les flèches noires représentent des risques non définis. Les traits verts indiquent les mesures à mettre en place pour limiter le risque sanitaire.

2.2.3 Des études incomplètes dans les pays faiblement équipés d'égout

Dans les pays largement équipés d'égouts, les conséquences sanitaires de la gestion des matières fécales sont faibles. Cependant, des barrières sont présentes dans les pays largement équipés d'égout et peuvent limiter les conséquences sanitaires. La présence de ces barrières ne nous permet pas d'estimer les effets d'une gestion des matières fécales sur le TAE.

Toutes les études explorant l'effet d'une gestion des matières fécales par le TAE sur la santé publique au XXI^e siècle concernent les pays à faible revenu, car c'est dans ces pays que la mortalité associée au MIE est la plus élevée (Figure 1.4). Dans les pays à faible revenu, l'accès à des installations classées comme sûres est faible et la mortalité associée aux MIE est plus importante que dans les pays avec un revenu plus élevé comme la France. Bien que plusieurs facteurs influencent le RIE, il est admis qu'une gestion des fèces humaines inadéquate a des conséquences négatives sur la santé. Par exemple, la gestion insalubre des matières fécales peut entraîner la contamination des sources d'eau, les sources d'eau contaminées peuvent propager des agents pathogènes dans les aliments, et les pratiques de partage des aliments au sein des communautés peuvent faire en sorte que les agents pathogènes atteignent d'autres ménages. C'est une des voies de transmission parmi celles qui ont été définies dans la première partie (1.3.1). L'accès à des systèmes d'assainissement classés comme sûrs est l'objectif n°6 de développement durable de l'OMS.

L'installation du TAE dans des pays à faibles revenus permet de mesurer l'effet sanitaire spécifique de ce type d'assainissement par rapport à d'autres interventions (eau salubre, éducation à l'hygiène, etc.).

2.2.3.1. Une population avale non prise en compte

Certaines études qui se sont concentrées sur la mise en place d'une gestion des matières fécales par les égouts ont montré que la mise en œuvre de cette technique avait un effet positif sur la santé. Une étude de cohorte longitudinale menée à Salvador, au Brésil, a montré qu'une augmentation de la couverture des égouts a entraîné une réduction de 22 % de l'incidence de la diarrhée chez les enfants de moins de 3 ans (Barreto et al., 2007). Norman et al. ont réalisé

une méta-analyse des effets des égouts sur la diarrhée et les infections entériques (Norman et al., 2010). D'après 25 études analysées, ils ont constaté que les conséquences du développement des égouts étaient une réduction de 30 % de l'incidence de la diarrhée. Les études menées dans les pays à faible revenu ne prennent en compte que la population pour laquelle le système est installé et n'abordent pas l'effet sur les populations situées en aval du rejet.

Pour étudier les effets de l'assainissement sur la santé, les études doivent analyser l'ensemble de la filière, depuis l'interface utilisateur et les méthodes de collecte des excréments et des eaux usées, jusqu'à la réutilisation ou l'élimination du produit du système d'assainissement. Ces études doivent également analyser l'ensemble des groupes de population touchés par les compartiments environnementaux contaminés. Comme nous l'avons démontré, les risques sanitaires associés à la gestion des matières fécales par le TAE se situent en partie au niveau de la contamination des eaux de surface et son utilisation en aval du rejet. Comme l'expliquent les études de Barreto et al, (2007) et Norman et al. (2010), de nombreuses habitations disposent de toilettes sans raccordement à un égout, et les eaux usées sont évacuées par un drain ouvert. La dilution des matières fécales par la chasse d'eau et leur gestion par des drains ouverts augmentent le risque sanitaire sur le site, par la contamination des eaux souterraines et le contact direct de la population avec les eaux usées. Lorsque les toilettes sont raccordées à un égout, les eaux usées ne sont pas toujours traitées. Si les pays à revenu élevé collectent et traitent la majorité de leurs eaux usées (82 % et 74 % respectivement), les taux sont très faibles dans les pays à faible revenu (9 % et 4 % respectivement) (Jones et al., 2008). Lorsque les eaux usées sont collectées par le TAE, mais ne sont pas traitées, elles sont rejetées directement dans l'environnement, ce qui aggrave le problème de la contamination des eaux de surface et accentue les distances de contamination.

2.2.3.2. Un effet sanitaire du traitement des eaux usées

De ce point de vue, l'étude de Marcus and Flynn (2023) aux États-Unis est intéressante, car elle met en avant le fait que les eaux usées ont un effet négatif sur les populations situées en aval lorsqu'elles sont rejetées dans le milieu naturel, et ce, même après un traitement primaire. Les auteurs se sont intéressés aux conséquences sanitaires du passage d'un traitement primaire (dégrillage et un bassin de sédimentation) à un traitement secondaire (bassin d'aération) du traitement de l'eau entre 1960 et 2005. La mise en place d'un traitement secondaire sur une STEU, même si celui-ci n'est pas installé dans le but de désinfecter les eaux usées, permet d'éliminer une partie de la contamination microbiologique des eaux traitées. En utilisant le

poinds à la naissance comme indicateur de maladie infantile, les auteurs ont mesuré que sa mise en place avait un effet léger significatif sur les populations en aval du rejet des STEU. Ces résultats sont similaires avec ceux obtenus dans l'étude préliminaire de Claire Lepault, doctorante au CIRED qui étudie les effets de la mise en place d'un traitement des eaux usées sur la santé publique, en Inde, mais dont le travail n'a pas encore été publié. Elle observe un effet bénéfique de la mise en place d'un traitement des eaux usées sur la mortalité infantile dans les populations situées en aval du rejet. Ces deux études montrent que le rejet d'eaux usées non traitées ou partiellement traitées (traitement primaire) dans le milieu récepteur à un effet négatif sur la santé des populations aval et qu'il est donc indispensable de le prendre en compte dans l'analyse des effets de la mise en place de l'égout sur la santé publique. De plus, même si les eaux usées sont traitées, la concentration d'agents pathogènes restant après le traitement est toujours suffisante pour qu'un individu tombe malade s'il y est exposé (Figure 2.8). Enfin, lorsqu'il existe des stations d'épuration, les études de cas font état de dysfonctionnements pour diverses raisons, telles que le manque d'électricité, le manque d'entretien et la sous-capacité ou la surcapacité de traitement (Suresh Babu et al., 2007; Upadhyay et al., 2011; Wankhade, 2015).

2.2.3.3. Un effet sanitaire similaire d'autres filières

Face à ces résultats, nous pouvons nous questionner sur les effets sanitaires que pourrait avoir une gestion des matières fécales par voie sèche à la place d'une gestion par l'égout dans ces exemples. En évitant le rejet d'OPP issu des matières fécales dans la rivière, les effets sanitaires pour les populations situées en aval pourraient être supérieurs à la mise en place d'un traitement des eaux usées. Norman et al. (2010) ont noté que lorsque l'égout venait remplacer un système de gestion sur site des matières fécales qui fonctionnait bien, on pouvait s'attendre à un effet moindre sur la santé et, à partir de deux études sur l'effet de la mise en place de latrines correctement gérées sur la santé, Fewtrell et al. (2005) ont estimé une réduction de 32% de la diarrhée, ce qui est similaire aux résultats de l'étude de Norman et al. (2010) sur les effets de l'égout. Kolsky et al. (2019) ont étudié la réduction du risque fécal pour plusieurs technologies de gestion des fèces au Ghana, en Indonésie, au Mozambique et au Sénégal. Parmi les technologies étudiées, les égouts présentent les pires résultats, du fait de l'absence de traitement fonctionnel des eaux usées pour l'élimination des agents pathogènes. Que ce soit, dans le cas d'une filière par voie sèche ou par voie humide, les matières fécales comme les boues d'épuration constituent également un danger pour la santé et leur mauvaise gestion peut présenter un risque pour la population (OMS, 2012).

2.2.3.4. Conclusion

Comme le souligne la Sustainable Sanitation Alliance (SuSanA), les systèmes d'assainissement doivent respecter certains critères pour protéger la santé humaine : être économiquement et socialement acceptables, techniquement et institutionnellement appropriés, protéger l'environnement et les ressources naturelles, et fonctionner correctement à long terme (SuSanA, 2008). Notre analyse succincte des conséquences sanitaires du TAE dans les pays à faibles revenus montre que les études sont incomplètes. En transportant les matières fécales de manière à séparer les excréments humains du contact humain en dehors des zones densément peuplées, les égouts ont un effet bénéfique sur la santé publique. Mais il est important de mesurer les effets d'un système d'assainissement non seulement au niveau de la population émettrice, mais aussi tout au long de la chaîne de gestion. Le rejet des eaux usées entraîne la contamination de l'environnement et plus particulièrement des eaux de surface. Le RIE qui en résulte dépend de la nature des environnements recevant les pathogènes et de l'utilisation de ces environnements par les populations en aval. Les études des conséquences sanitaires du TAE dans les pays à faibles revenus ne prennent usuellement pas en compte ces effets.

En France, l'accès à une eau potable de bonne qualité, à une bonne alimentation ainsi qu'à des soins permet de limiter la morbidité et la mortalité associée aux MIE, malgré la contamination de l'environnement induite par le TAE. Une personne sur quatre dans le monde n'a pas accès à une eau potable exempte de contamination microbiologique (Ritchie et Roser, 2021) et de nombreux ménages reçoivent de l'eau par le biais de systèmes de distribution qui assurent un approvisionnement intermittent, dans lesquels les canalisations sont régulièrement dépressurisées, ce qui entraîne une contamination après traitement (Kumpel et Nelson, 2014). Dans les pays à faible revenu, l'accès à une eau potable est souvent limité, il peut ne pas y avoir de barrière entre l'environnement contaminé et l'eau de consommation. En l'absence de barrière, le rejet d'eaux usées contaminées dans le milieu récepteur peut avoir des conséquences négatives pour les populations en aval du rejet.

Dans les pays peu équipés d'égout, les ingénieurs commencent à considérer les technologies sur site non seulement comme des options viables à long terme, mais aussi comme une alternative plus durable à bien des égards, par rapport aux systèmes d'égouts (Tilley et al., 2014). Les technologies sur site peuvent représenter des options viables et plus abordables, mais seulement si l'ensemble de la chaîne de services, y compris la collecte, le transport, le traitement

et l'utilisation finale ou l'élimination en toute sécurité, est géré de manière adéquate (Strande et Brdjanovic, 2014). Très peu de recherches ont été menées dans ce domaine dans les pays largement équipés de réseaux d'égouts.

2.3. Conclusion de la deuxième partie

L'analyse de la gestion du danger lié aux matières fécales par le TAE indique que cette filière ne l'élimine pas, mais le transporte des zones densément peuplées vers l'environnement, induisant un RIE en fonction de l'exposition dans le milieu récepteur. Dans les pays où la gestion des matières fécales par l'égout est largement déployée, les maladies infectieuses entériques (MIE) sont encore fortement présentes, mais leur transmission a lieu du fait d'un manque d'hygiène des mains, au niveau de la toilette (potentiellement par la chasse d'eau) et secondairement par ingestion ou contact avec de l'eau ou des aliments contaminés. Le traitement de l'eau de consommation permet une barrière entre l'environnement contaminé par les eaux usées et l'eau de consommation. Le traitement des eaux usées et de l'eau potable fonctionne comme un système qui peut être considéré comme un moyen sûr de gérer les matières fécales, à condition que toutes les autres utilisations de l'eau contaminée soient strictement réglementées (irrigation, baignade, conchyliculture, prélèvements d'eau du sous-sol urbain, etc.). La gestion du RIE dans les pays largement équipés d'égout est basée sur une gestion curative du risque (barrière entre un environnement contaminé et la population) plutôt que préventive (barrière entre le danger lié aux matières fécales et l'environnement). En l'absence de traitement des eaux, les égouts peuvent s'avérer particulièrement nocifs pour les populations en aval. Malheureusement, peu d'études s'intéressent actuellement à ces conséquences.

Un système utilisé pour gérer les excréments humains devrait être classé comme "sûr" s'il empêche la transmission d'OPP à d'autres êtres humains. Si l'on souhaite éviter la contamination de la ressource en eau, nous pouvons esquisser deux trajectoires possibles pour l'avenir de la gestion des matières fécales humaines dans les pays déjà largement équipés de tout-à-l'égout. La première est technologique, celle que l'on a utilisée jusqu'à présent. Au niveau des égouts, avec la vérification de leur étanchéité pour prévenir des fuites vers les nappes, ainsi que de la bonne connexion des réseaux domestiques à l'égout. Et aussi avec la mise en séparatif des réseaux et par la création de bassins de rétention intermédiaires pour éviter le rejet direct des eaux usées par temps de pluie. Au niveau de la STEU avec la mise en place de systèmes de traitements spécifiques aux agents biologiques avant le rejet des eaux traitées dans le milieu récepteur. Améliorer les points faibles du système existant avec des développements technologiques en bout de chaîne conduira certainement à une augmentation

de l'empreinte environnementale et de la charge financière de la gestion des excréments humains, posant des risques élevés de non-durabilité (Larsen et al., 2016). Cette voie ne semble pas compatible avec les principes d'économie d'énergie et de ressources et d'action préventive.

Reconnaissant qu'un siècle de développement des égouts pour gérer les excréments humains n'a toujours pas abouti à une barrière entre les excréments humains et l'environnement, la deuxième option consiste à développer la séparation à la source des excréments humains dans un paradigme qui serait sûr dès la conception (Stenström, 2013).

3. Un siècle de développement du tout-à-l'égout : d'un enjeu sanitaire local à une adaptation à une contamination environnementale

« Les expériences fondées sur des données probantes guident souvent nos actions, qu'elles soient tacites ou d'origine scientifique. Un regard sur l'histoire peut nous fournir des indications utiles sur la relation entre nos perceptions et les déclarations scientifiques. ». Jan-Olof Drangert

Tout au long du XIX^e, de nombreux pays aujourd'hui largement équipés d'égout réalisent par vagues successives leur révolution industrielle. Celle-ci se caractérise, entre autres, par un accroissement démographique et une forte urbanisation provenant des populations rurales venues s'installer en ville. Cet accroissement de la population accentue la promiscuité entre les personnes ainsi que la concentration de matières produites, notamment les matières fécales. Dès le début du XIX^e siècle, la transmission de maladies infectieuses dans les villes cause une surmortalité par rapport aux campagnes (Poussou, 1992; Woods et al., 1989) qui ne sera inversée qu'au début du XX^e siècle pour Paris. Parmi celles-ci, des maladies infectieuses entériques, principalement la dysenterie, la typhoïde ou encore le choléra (Mackenbach, 2020).

Mais malgré cette surmortalité du début du XIX^e siècle, entre la seconde moitié du XIX^e et le milieu du XX^e siècle, les villes industrialisées connaissent une forte baisse de leur mortalité et une augmentation de l'espérance de vie de leurs habitants (Mackenbach, 2020). Cette évolution se caractérise par un changement des profils de mortalité, tel que décrit par la théorie de la transition épidémiologique (Omran, 1971). Omran la décrit comme un "changement à long terme [...] dans les schémas de mortalité et de maladie, par lequel les pandémies d'infection sont progressivement remplacées par des maladies dégénératives et d'origine humaine comme principale forme de morbidité et première cause de décès"⁸.

⁸ On assiste aujourd'hui à un retour des maladies infectieuses liées au développement de souches résistantes ou de maladies émergentes (coronavirus, variole du singe, grippe aviaire, etc.), entre autres (Shah, 2016).

Un argument qui est fréquemment avancé est que le TAE aurait permis une diminution drastique de la mortalité associée aux MIE entre la seconde moitié du XIX^e et le milieu du XX^e siècle (Ferriman, 2007). Pourtant, en 2007, Mackenbach écrivait : "Les preuves historiques de l'effet sur la mortalité de l'amélioration de l'approvisionnement en eau et de l'assainissement en Europe occidentale sont limitées. Paradoxalement, ce qui est considéré, probablement à juste titre, comme l'une des plus grandes avancées en matière de santé publique n'a pas le fondement empirique que nous considérons aujourd'hui comme essentiel pour une politique de santé fondée sur des données probantes" (Mackenbach, 2007). De plus, nous avons pu voir dans la deuxième partie du manuscrit que, alors que le TAE est considéré comme un système « sûr » de gestion des matières fécales, celui-ci conduisait à plusieurs risques infectieux entériques (RIE).

Au vu de ces affirmations contradictoires, et étant donné que le TAE bénéficie aujourd'hui d'un verrouillage en matière de gestion des matières fécales, il nous a paru important d'étudier les deux questions suivantes : 1) quels ont été les effets du tout-à-l'égout sur la santé publique historiquement et 2) comment le TAE est-il devenu la seule manière considérée comme efficace pour gérer sans risques sanitaires les matières fécales en milieu urbain ?

Plusieurs auteurs ont tenté de mesurer les effets sanitaires du TAE, et nous étudierons dans un premier chapitre les résultats obtenus par ces études historiques (chapitre 3.1). Dans un deuxième chapitre, nous étudierons comment a évolué la prise en compte du risque infectieux entérique dans la gestion des matières fécales pour devenir un système considéré comme permettant de limiter le RIE, en prenant comme exemple le point de vue des ingénieurs (3.2).

3.1. Effets de la mise en place du tout-à-l'égout sur la santé publique

Comme déjà annoncé, ce premier chapitre s'appuie sur une recherche bibliographique et vise à mieux cerner la contribution historique du TAE à la santé publique des villes industrialisées de la deuxième moitié du XIX^e siècle à la première moitié du XX^e siècle. Nous présenterons tout d'abord la méthodologie que nous avons utilisée pour repérer les études historiques traitant du sujet des effets du TAE à la santé publique (section 3.1.1). Nous distinguerons les effets spécifiques du TAE par rapport aux effets combinés avec d'autres facteurs tels que l'eau de consommation et nous apporterons des lumières quant à la difficulté de l'exercice (section 3.1.2). Enfin, nous concluons dans une dernière section sur les preuves existantes de l'effet du développement du TAE sur la santé publique (section 3.1.3).

3.1.1 Méthodologie

Nous avons effectué une recherche bibliographique ciblée sur les articles traitant du sujet de la transition épidémiologique des villes industrielles à la fin du XIX^e siècle. Cette recherche bibliographique a été réalisée sur la base de données Scopus. Pour effectuer la recherche, trois groupes de mots-clés, reliés par le connecteur "AND", ont été utilisés. À l'intérieur de ces groupes, les mots-clés ont été séparés par le connecteur "OR". Le premier groupe de mots a été utilisé pour rechercher des documents traitant de l'introduction de l'eau propre et de l'élimination des eaux usées. Le deuxième groupe de mots a été utilisé pour cibler les articles étudiant les effets de ces deux facteurs sur la santé publique. Le troisième groupe de mots a été utilisé pour trouver des articles étudiant ces questions spécifiquement à la fin du XIX^e siècle. Les mots ont été recherchés dans le titre, le résumé et les mots-clés de l'article.

Mots clés utilisés pour définir :

- facteurs : "sewer " OR "sanitation " OR "sanitary " OR "sewage " OR "drinking water" OR "clean water " OR "potable water" OR "drinkable water" ;
- effets sur la santé publique : "mortality" ;
- période recherchée : "18?? ", "19th century".

Au total, 300 articles ont été obtenus, publiés entre 1953 et 2022. Seuls les articles traitant des effets sur la santé publique de l'évacuation des eaux usées ou du raccordement à l'eau de consommation, à la fin du XIX^e et au début du XX^e siècle ont été retenus. Au final, 20 articles ont été analysés dont le périmètre géographique est les États-Unis, l'Europe et l'Australie (une seule étude). La recherche bibliographique a été réalisée entre avril et juin 2022.

3.1.2 Analyse de la contribution du tout-à-l'égout à la santé publique

Dans cette section, nous analyserons les résultats des études sur l'effet du TAE sur la santé publique tel qu'il ressort des études historiques repérées. Dans une première sous-section, nous regarderons si les effets positifs sur la santé publique ont une base historique solide (Sous-section 3.1.2.1) et, dans une deuxième sous-section, nous présenterons la difficulté de distinguer l'effet spécifique du TAE d'autres facteurs sur la santé publique (Sous-section 3.1.2.2). L'opinion commune veut que le TAE ait largement contribué à la diminution du Choléra à Paris. Dans une troisième sous-section (Sous-section 3.1.2.3), nous observerons l'évolution de la mortalité associée au choléra à Paris en parallèle du développement du TAE.

3.1.2.1. Un effet spécifique encore à déterminer

Les études que nous avons analysées se sont intéressées aux effets de la connexion à l'eau de consommation et au raccordement à l'égout. Certaines études ont distingué les effets spécifiques des systèmes techniques, d'autres ont analysé leur effet conjoint et certaines ont également pris en compte d'autres facteurs tels que le pavage des rues, ou le déploiement de l'égout sans que les matières fécales y soient envoyées.

Douze études ont réalisé une analyse conjointe des effets de la connexion à l'eau de consommation et au raccordement à l'égout, les résultats de ces études vont d'une diminution de 6% à 46% pour la mortalité infantile, de 13% à 56% pour la mortalité totale, 15% de la mortalité infantile associée aux maladies diarrhéiques, de 22% à 36% de la mortalité associée à la typhoïde et de 9% à 50% de la mortalité associée aux maladies hydriques (Tableau 3.1).

Seul un article a tenté de discerner les effets du TAE par rapport à la connexion à l'eau sur la santé publique. Kesztenbaum et Rosenthal ont utilisé le prix du loyer comme indicateur de connexion des immeubles au TAE. Ils montrent qu'une augmentation du prix du loyer est corrélée à une amélioration de l'espérance de vie de un an, soit environ 2 %, à l'âge d'un an (Kesztenbaum et Rosenthal, 2017). Cependant, l'étude utilise des indicateurs indirects (prix des loyers et espérance de vie) qui ne permettent pas de mesurer de façon précise les effets du TAE sur la santé publique.

Au vu des résultats précédents, nous pouvons soutenir que la thèse selon laquelle le TAE aurait permis une diminution importante de la mortalité des MIE ne peut pas être basée sur des données historiques faute d'études au nombre significatif et de leur capacité à mesurer spécifiquement les effets du TAE. Qui plus est, les quelques auteurs qui se sont penchés sur la question traitent simultanément le TAE et l'adduction d'eau à domicile. Cependant l'absence de données historiques relatives à l'effet du TAE sur la santé publique n'est pas une preuve de l'absence d'effet.

Tableau 3.1 : Résultats de la revue de la littérature sur les effets sanitaires, spécifiques ou conjoints, de l'adduction d'eau et de la connexion des immeubles au TAE

Auteurs	Sujets abordés	Lieux	Variable de description du système et de son évolution	Périodes	Effets
Alsan et Goldin (2019)	Connexion à l'eau et à l'égout	Boston, Massachusetts	Date de mise en service des procédés de traitement et d'autorisation de rejet des matières fécales à l'égout	1880-1920	33,6% de diminution de la mortalité infantile
Anderson et al. (2018)	Filtration de l'eau, STEU	Villes américaines	Date de mise en service	1900-1940	2,5 % de diminution de la mortalité totale, 13% de la mortalité infantile, 36% de la mortalité à la typhoïde, 60 % de la mortalité de la typhoïde après 5 ans ou plus
Anderson et al. (2020)	Filtration de l'eau, STEU	Villes américaines	Date de mise en service	1910-1930	15 % de diminution la mortalité diarrhéique chez les enfants de moins de deux ans pendant les mois non estivaux par la filtration de l'eau de consommation, pas d'effet prouvé du traitement des eaux usées
Bell et Millward (1998)	Connexion à l'eau et à l'égout, pavement des rues	Angleterre et Pays de Galles	Investissement dans les infrastructures	1870-1914	Une diminution de la mortalité des nourrissons
Chapman (2019)	Connexion à l'eau et à l'égout, pavement des rues	Villes de Grande-Bretagne	Investissement dans les infrastructures	1861-1900	30 % de diminution de la mortalité totale

de Looper et al. (2019)	Connexion à l'eau et à l'égout	Sydney	Proportion de la population raccordée	1857–1906	Une diminution de la mortalité associée à l'amélioration de la qualité de l'eau distribuée, pas de résultat significatif de la connexion à l'eau ou de l'égout.
Floris et Staub (2019)	Connexion à l'eau et à l'égout	Villes suisses	Date d'introduction de l'approvisionnement central en eau et d'autorisation de rejet des matières fécales à l'égout	1876-1901	22% de diminution de la mortalité associée à la typhoïde, 8% de la mortalité infantile par la connexion à l'eau
Gallardo-Albarrán (2020)	Connexion à l'eau et à l'égout	Villes allemandes	Amélioration en approvisionnement en eau et en évacuation des eaux usées	1877-1913	21 % de diminution de la mortalité totale, 25 % de la mortalité infantile, 50 % de diminution des maladies hydriques
Helgertz et Önnarfors (2019)	Connexion à l'eau et à l'égout, traitement de l'eau de consommation	Suède	Proportion de la population raccordée	1875–1930	9% de diminution de la mortalité des maladies hydriques, 6% de diminution de la mortalité infantile
Jaadla et Puur (2016)	Origine de l'eau	Tartu (Estonie)	Date de mise en place de la mesure	1897–1900	Réduction de la mortalité infantile avant l'adduction d'eau à domicile et son évacuation par les égouts
Macassa et al. (2006)	Connexion à l'eau et toilettes à domicile	Ville (Stockholm)	Proportion de la population raccordée	1878-1925	Une diminution de la mortalité infantile
Peltola et Saaritsa (2019)	Connexion à l'eau et à l'égout, chloration	Villes finlandaises	Date de mise en place de la mesure	1870-1938	40 % de diminution de la mortalité totale
Kesztenbaum et Rosenthal (2017)	Connexion à l'égout	Paris	Loyers moyens comme indicateur de raccordement	1880-1914	Amélioration de l'espérance de vie de quelques années

Anderson et al. (2021)	Traitement de l'eau de consommation	Villes américaines	Date de mise en service	1910-1930	9 % de diminution mortalité infantile par la chloration de l'eau de boisson
Cutler et Miller (2005)	Chloration, filtration	Villes américaines	Date de mise en service	1900 - 1935	Diminution de 50% de la mortalité totale, 66% de la mortalité infantile, 75% de la mortalité des nourrissons
Davenport et al. (2019)	Connexion à l'eau et à l'égout, traitement de l'eau de consommation	Villes anglaises et galloises	Proportion de la population raccordée	1831-1832 1848-1849	Un effet aggravant de l'adduction de l'eau et de la connexion à l'égout sur la transmission du choléra
Knutsson (2017)	Connexion à l'eau	Ville (Stockholm)	Date de mise en place de la mesure	1845-1870	35% de diminution de la mortalité totale
Troesken, (2004)	Traitement de l'eau de consommation	Villes américaines	Date de mise en place de la mesure	XX ^e siècle	35% à 56 % de la diminution de la mortalité totale
Ferrie et Troesken (2008)	Traitement de l'eau de consommation	Chicago	Date de mise en place de la mesure	1850-1925	18% à 30% de la mortalité totale
Troesken et al. (2021)	Abandon de l'intermittence dans la distribution de l'eau	Londres	Proportion de la population raccordée	1860-1910	20% à 30 % de diminution de la mortalité due aux maladies hydriques

3.1.2.2. Un effet spécifique difficile à mesurer

L'existence d'une seule étude mesurant les effets spécifiques du TAE sur la santé publique, ainsi que les résultats très variables des études non spécifiques, montrent la difficulté élevée de cerner les facteurs, et plus particulièrement le TAE, qui ont eu un impact sur la mortalité pendant la transition épidémiologique. Pour démontrer l'effet spécifique du TAE sur la santé publique de manière complète, les études doivent prendre en compte plusieurs facteurs que nous décrivons dans les articles suivants.

3.1.2.2.1. Niveau de l'individu

Au niveau de l'individu, la mortalité associée aux MIE est influencée par le RIE ainsi que par les soins apportés aux malades. Woods et al. (1989) a souligné l'importance de la médecine à la diminution de la mortalité. Mackenbach estime quant à lui que la médecine a peu contribué à l'évolution de la mortalité, notamment parce que la vaccination et les antibiotiques ont été développés tardivement par rapport à la diminution de la mortalité (Mackenbach, 2020). Comme nous l'avons vu dans la première partie, un des moyens de prévention pour limiter la mortalité associée aux MIE est d'éviter la déshydratation des malades. Il serait pertinent de prendre en compte l'avancée des connaissances concernant les soins apportés aux malades.

Comme nous l'avons décrit dans la première partie du manuscrit, le RIE dépend de la relation entre l'environnement, la santé de l'hôte et l'OPP (sous-section 1.2.1.4). Pour Mackenbach, la diminution de la mortalité associée aux MIE est due aux mesures de santé publique, telles que la promotion de l'hygiène et le lavage des mains, ou le lavage et la stérilisation des aliments (pasteurisation du lait) ainsi que l'approvisionnement en eau propre et le TAE (Mackenbach, 2020). Ces mesures permettent d'éviter la transmission des OPP dans l'environnement ou inversement la transmission des OPP d'un environnement contaminé vers un nouvel hôte (chapitre 1.3). La conclusion de McKeown dans son étude sur les causes de l'amélioration de l'espérance de vie en Angleterre et au Pays de Galles était que celle-ci était majoritairement due à une meilleure alimentation (McKeown et al., 1972). Même si ses conclusions ont depuis été relativisées, notamment parce que les mesures de santé publique ont également contribué à cette diminution, nous pouvons imaginer qu'elles ont tout de même participé à améliorer la santé de l'hôte et joué un rôle dans la diminution de la mortalité associée aux MIE.

3.1.2.2.2. Niveau des infrastructures

L'envoi des matières fécales dans les égouts a d'abord nécessité la construction d'égout puis l'introduction de l'eau courante à l'intérieur des logements pour le fonctionnement des toilettes à chasse d'eau. Les effets du TAE doivent donc être distingués des effets de :

- l'égout, qui au départ a été construit pour la collecte et l'évacuation des eaux pluviales, ce n'est que plus tard que les matières fécales ont été autorisées à y être envoyées également. Si l'on prend l'exemple de Paris, l'autorisation de rejet des matières fécales à l'égout a été promulguée en 1894 (Jacquemet, 1979), et, en 1880, 828km d'égout avait déjà été construit (soit 41% de la longueur des égouts de Paris en 1990) (Barles, 2007). L'égout était déjà très déployé avant que des matières fécales y soient envoyées. L'utilisation des dépenses dans les infrastructures sanitaires comme unité de mesure est donc insuffisante pour prédire l'impact du TAE sur la santé publique. En effet, des investissements considérables ont pu être réalisés pour le déploiement de l'égout sans pour autant que ce dernier reçoive les matières fécales issues des toilettes à chasse d'eau. Le financement, voire la réalisation d'une infrastructure, ne garantissait pas son utilisation et n'était pas gage de la qualité du service ;

- la toilette à domicile, qui a été déployée en même temps que le TAE et qui a eu un effet bénéfique sur la santé publique (Macassa et al., 2006) ;

- l'introduction de l'eau courante à l'intérieur des logements dont les effets bénéfiques ont largement été démontrés, et ce sans raccordement à l'égout (de Looper et al., 2019; Knutsson, 2017).

La transition au TAE a parfois été progressive. Par exemple, à Paris, l'autorisation de connexion des immeubles au tout-à-l'égout a été déclarée en 1894. Dans la décennie 1890, seulement 8% des immeubles parisiens étaient connectés au TAE (Esculier et Barles, 2019) et il faudra attendre près de 50 ans pour que celle-ci atteigne 95%. La date de mise en service du TAE qui est utilisé dans certaines études ne donne pas non plus d'information quant au taux d'utilisation du dispositif. De plus, il est plus difficile de mesurer des effets spécifiques sur une période longue, car d'autres facteurs influençant le RIE, cités précédemment (Figure 1.3) ont pu évoluer également.

La date de mise en service comme valeur d'évolution du système peut être utile pour appréhender les effets d'un facteur qui aurait affecté une grande part de la population étudiée, par exemple la qualité de l'eau distribuée ou le traitement des eaux usées. L'étude de de Looper, Booth, and Baffour (2019) conclut en effet que la fourniture d'une nouvelle source d'eau propre

a été le facteur clé de la baisse de la mortalité liée à l'eau à Sydney. La date de mise en service peut également être utilisée pour évaluer les effets dans le cas de l'application d'un traitement de l'eau par exemple. Cutler et Miller (2005) ont étudié l'effet des technologies d'assainissement de l'eau - filtration et chloration - sur la mortalité dans les grandes villes américaines au début du XX^e siècle. Ils ont constaté que l'eau potable était responsable de près de la moitié de la réduction totale de la mortalité dans les grandes villes, et de près des deux tiers de la réduction de la mortalité infantile (<5 ans).

3.1.2.2.3. Niveau de la gestion du risque infectieux entérique

Comme nous l'avons vu dans la section 2.2.3, les effets du TAE sur la santé publique dépendent de l'amélioration dans la gestion du RIE par rapport aux filières de gestion des matières fécales précédentes.

Plusieurs dispositifs de gestion des matières fécales ont existé avant la généralisation du TAE, et le système qui était très répandu était celui de la fosse d'aisance (Esculier et Barles, 2019). On sait que ces fosses étaient rarement étanches (Goubert et Ladurie, 1986; Hardy, 1984) et que celles-ci contaminaient les puits d'eau potable situés à proximité. L'hypothèse avancée par Bell and Millward (1998) ainsi que Alsan and Goldin, (2019) est que, à Boston, l'adduction d'eau dans les bâtiments sans connexion à l'égout a accru l'accumulation de grandes quantités d'eaux contaminées dans des fosses d'aisances ce qui aurait conduit à une augmentation de la mortalité. Le dispositif de gestion des matières fécales avant la généralisation du TAE n'était pas dimensionné pour recevoir les eaux usées issues de la chasse d'eau ou des différents usages domestiques de l'eau. C'est une des raisons avancées pour expliquer les résultats plus faibles obtenus par Helgertz and Önnarfors (2019) sur les effets de la connexion des immeubles à l'eau. Dans ce cas-ci, les conséquences sanitaires ne proviennent pas du dispositif lui-même, mais elles résident dans son utilisation (fosses non étanches et ajout de matières liquides).

L'analyse de risque que nous avons réalisée dans la section 2.1.2 montre que le TAE permet d'évacuer le danger lié aux matières fécales hors des villes, ce qui aurait contribué à la réduction de la mortalité associée au MIE en diminuant la contamination des puits utilisés pour l'eau de consommation (Alsan et Goldin, 2019; Bell et Millward, 1998).

Cependant, comme nous avons vu dans la deuxième partie du manuscrit, le TAE présente également plusieurs RIE. Nous avons montré que ceux-ci avaient principalement lieu à deux endroits :

- au niveau des égouts, ces derniers pouvant ne pas être étanches, les fuites pouvaient contaminer les eaux souterraines de la même manière que les fosses d'aisances percées. Dans le cas de Londres, par exemple, l'eau à domicile a tout d'abord été fournie de manière intermittente au XIX^e siècle. Les systèmes qui fournissent de l'eau de manière intermittente sont susceptibles d'être contaminés par l'intrusion d'eaux usées dans les endroits où les canalisations se trouvaient à proximité des égouts, par exemple ;

- au niveau du rejet des eaux usées dans les eaux de surfaces. Davenport et al. qui ont étudié la répartition géographique et la gravité des épidémies de choléra dans l'Angleterre du XIX^e siècle ont émis l'hypothèse que l'absence relative de choléra dans certaines villes pourrait être liée au développement tardif des systèmes d'égouts, les villes qui ont été proactives dans le déploiement du TAE auraient pu par inadvertance augmenter la pollution des sources d'eau utilisées pour fournir l'eau courante (Davenport et al., 2019). À l'inverse, les villes qui continuaient à s'appuyer principalement sur les fosses d'aisances pour la gestion des matières fécales, et/ou des puits ou d'autres sources d'eau très localisées et diversifiées peuvent avoir été moins à risque d'épidémies majeures de maladies d'origine hydrique.

Un autre exemple marquant des conséquences du rejet des eaux usées dans les eaux de surface est le cas de la ville de Chicago. L'histoire de l'approvisionnement en eau de Chicago est avant tout l'histoire des efforts déployés par la ville pour empêcher ses propres eaux usées d'entrer dans le lac Michigan, sa principale réserve d'eau pour la consommation. Une des solutions trouvées fut de dévier la rivière du même nom que la ville, Chicago, en construisant un canal de 50km pour que les eaux usées ne se déversent plus dans le lac, mais dans le Mississippi (Figure 3.1). En parallèle, la ville a aussi éloigné la prise d'eau, fermé toutes les sorties d'eaux usées du rivage et a mis en place une chloration de l'eau. Ces mesures ont permis une réduction de la mortalité de 30 à 50 % (Ferrie et Troesken, 2008).

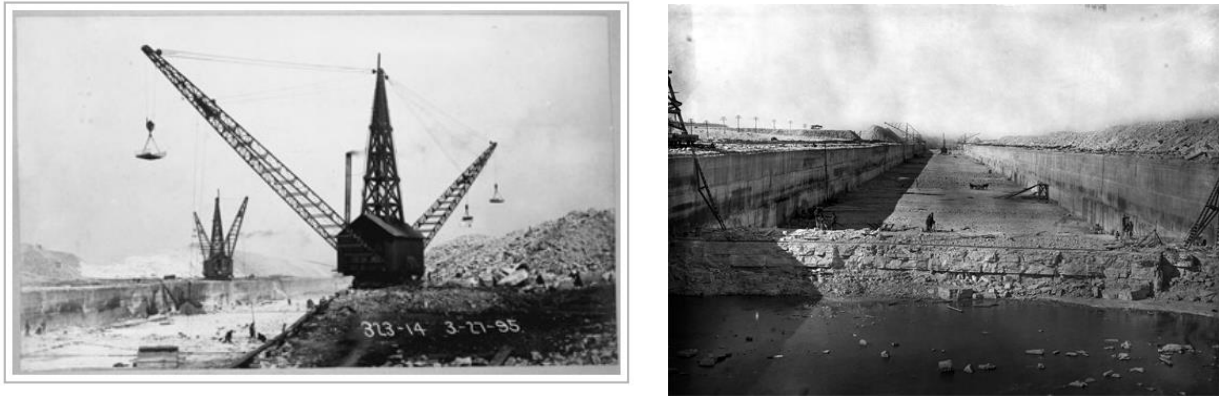


Figure 3.1 : Chantier de construction du canal.

Sources : Chicago Water Talk et Collection "Urban Landscapes of Illinois" de la Field Museum Library

De même, Versailles qui, située en aval de Paris, prélevait son eau de consommation dans la Seine dut l'abandonner au profit d'eau prélevée dans les nappes, car celle-ci était détériorée par les égouts parisiens. L'ironie est que Versailles déversait également ses eaux usées dans un cours d'eau, la Mauldre, et recevait des plaintes des communes situées en aval (Dmitrieva, 2017).

Comme l'écrit Tarr (1984): "Ironiquement, bon nombre des villes qui ont le plus souffert de la pollution de l'eau par les eaux usées avaient elles-mêmes dépensé des millions de dollars en systèmes d'égouts pour améliorer les conditions locales".

En 1904, Monod déclarait : « La santé publique est peut-être le domaine où le fait social de notre dépendance mutuelle, de la solidarité humaine, se manifeste avec le plus d'évidence [...] Toute l'humanité peut souffrir des méfaits hygiéniques; des conquêtes de l'hygiène toute l'humanité profite» (Monod, 1904). Dans le cas du TAE, les conséquences sanitaires associées aux RIE de ce système, ont pu être limitées par la mise en place de barrières.

3.1.2.2.4. Niveau des barrières mises en place

Le TAE présentait des RIE dont les effets sur la santé publique dépendaient des barrières mises en place pour limiter les conséquences sanitaires. Pour discerner les effets spécifiques du TAE, les études historiques doivent prendre en compte ces barrières :

- au niveau de l'égout, Troesken et al. (2021) ont constaté que l'abandon de l'intermittence dans la distribution de l'eau à un approvisionnement en eau à volonté et disponible 24h sur 24 dans un réseau sous pression expliquait entre 20 et 30 % de la réduction de la mortalité due aux maladies d'origine hydrique à Londres au cours du dernier quart du XIX^e siècle ;

- au niveau des eaux de surface, l'exemple le plus instructif de l'effet du traitement de l'eau en présence d'égouts dans la diminution de la mortalité associée aux maladies hydriques est l'épidémie de choléra qui a frappé l'Allemagne en 1892. Hambourg, une ville de 640 000 habitants, a connu 17 000 cas de la maladie et plus de 8 600 décès. Au contraire, Altona, 150 000 habitants, situés près de Hambourg sur l'Elbe, n'a connu que 500 cas et 300 décès. Hambourg puisait l'eau de l'Elbe sans traitement, tandis qu'Altona filtrait son eau (Melosi, 1999).

3.1.2.2.5. Niveau des indicateurs utilisés pour mesurer les effets sur la santé publique

Pour mesurer les effets du TAE sur la santé publique, il est nécessaire d'utiliser des maladies qui ont été impactées par sa mise en place. La mortalité totale et l'espérance de vie prennent en compte l'ensemble de la mortalité et ne ciblent pas seulement celle associée aux MIE. Or, une part importante de la mortalité au XIX^e siècle était associée à des maladies respiratoires, telles que la tuberculose ou la pneumonie (McKeown et al., 1972).

La mortalité totale est influencée par le phénomène de Mills-Reincke qui suggère que les systèmes techniques d'approvisionnement en eau et d'évacuation des eaux usées peuvent non seulement réduire le nombre de décès dus aux MIE, mais aussi dus à d'autres maladies infectieuses (Inoue et Ogasawara, 2020). Les travaux de Ferrie et Troesken (2008) ont montré que pour chaque décès dû à la fièvre typhoïde évité grâce à l'amélioration de la qualité de l'eau de consommation, trois décès ou plus dus à d'autres causes ont également été évités à Chicago entre 1850 et 1925. Une hypothèse que nous proposons est que la diminution de la mortalité, associée à des maladies infectieuses dont la transmission n'est pas entérique, est un indicateur que d'autres facteurs ont pu avoir un effet sur ces maladies pendant la période étudiée. Ces facteurs ont également pu avoir un effet sur la mortalité associée aux MIE. Il semble donc pertinent d'identifier ces facteurs pour dissocier leur effet sur la santé publique de ceux du TAE.

Comme nous l'avons vu dans la première partie du manuscrit, les MIE possèdent des voies de transmission préférentielles et le degré de propagation de ces maladies par l'eau varie entre les OPP en fonction des barrières mises en place. Bien sûr, ces voies de transmission n'étaient pas les mêmes aujourd'hui, qu'elles ne l'étaient à l'époque du déploiement du TAE, notamment parce des barrières ont été mises en place depuis.

L'histoire de la gestion des matières fécales est avant tout celle de limiter la contamination de l'eau de consommation. À une époque antérieure au traitement de l'eau de boisson, le choléra, la typhoïde et la diphtérie étaient des maladies qui se propageaient majoritairement par l'eau contaminée. La mortalité associée à ces maladies semble être un bon indicateur pour mesurer les effets du TAE.

3.1.2.2.6. Niveau de précision des données utilisées

Un autre facteur qui peut également influencer le résultat obtenu par les études historiques est la précision des données. Anderson et al. (2018) qui ont étudié l'effet de mesures telles que le traitement des eaux usées, la définition de normes bactériologiques strictes pour le lait, la filtration de l'eau et la chloration sur la mortalité totale et infantile ont utilisé les mêmes données que celles utilisées dans l'étude de Cutler and Miller, (2005). Cependant, alors que ces derniers ont mesuré une diminution de la mortalité infantile de deux tiers, Anderson et al. (2018) fournissent de nouvelles preuves de l'efficacité de la filtration de l'eau et de la chloration, mais soutiennent qu'aucune des mesures qu'ils ont étudiées n'a contribué de manière substantielle aux baisses observées de la mortalité totale et infantile. Ils expliquent les différences observées avec l'étude Cutler and Miller par la présence d'erreurs dans les données utilisées par ces derniers.

De même, nous pouvons nous questionner sur la précision des données concernant les causes de mortalité issues d'une période où les OPP n'avaient pas été découverts. La reconnaissance des maladies était basée sur les symptômes visibles, ces derniers pouvant être confondus avec d'autres maladies. Notamment, Mackenbach écrit que les symptômes du typhus, une infection respiratoire, n'étant pas très caractéristiques, il était souvent confondu avec ce que nous appelons aujourd'hui la "typhoïde", une infection intestinale.

Les nombreux facteurs ayant pu influencer la transition épidémiologique des villes industrialisées de la deuxième moitié du XIX^e siècle à la première moitié du XX^e siècle

expliquent, en partie du moins, la variété des résultats obtenus et rendent l'estimation de l'impact spécifique du TAE sur la santé publique sur la base de données historiques très difficile, voire impossible. En revanche, il est possible d'observer l'évolution de la mortalité en l'absence de TAE.

3.1.2.3. La diminution de la mortalité du choléra à Paris

Le déploiement du TAE est souvent utilisé pour expliquer la diminution du choléra à Paris. Nous avons tenté dans un premier temps de faire un résumé des travaux historiques sur le développement du TAE et de la connexion à l'eau à Paris et de mesurer leurs effets spécifiques sur la santé publique en étudiant les auteurs ayant travaillé sur ce sujet (Barles, 1999, 2011; Barraqué, 1985; Bocquet et al., 2009; Cebron de Lisle, 1991; Chatzis, 2014, entre autres). Mais la tentative de mise en regard des développements relatifs à la gestion de l'eau et de l'assainissement et aux améliorations en termes de santé publique s'est avérée bien trop compliquée pour pouvoir être menée à son terme et n'est donc pas présentée dans ce manuscrit. Cette tentative nous a tout de même permis d'appréhender la difficulté d'isoler les facteurs qui ont contribué de façon significative à l'amélioration de la santé publique à Paris (et à n'importe quelle autre ville moderne, par ailleurs) et de mesurer de façon précise leur impact spécifique. Cependant, nous proposons tout de même de regarder l'évolution de la mortalité associée au choléra et de la mettre en parallèle du déploiement du TAE. Comme on le verra, l'argument selon lequel le TAE a beaucoup contribué à la baisse de mortalité liée au choléra est très problématique dans la mesure où le TAE n'apparaît qu'à la fin du XIX^e siècle, à une époque où la mortalité est déjà très basse.

Le choléra touche Paris en plusieurs vagues successives, dont la première en 1832, puis en vagues successives jusqu'en 1923 où les cas sont plus sporadiques. L'utilisation du choléra comme indicateur des effets sanitaires du TAE présente de nombreux avantages cités par Davenport et al. et que nous reprenons ici (Davenport et al., 2019) :

Premièrement, malgré le fait que le choléra est présent en Inde et dans les pays limitrophes depuis l'Antiquité, ce n'est qu'à partir du XIX^e siècle qu'il va être clairement distingué des autres maladies infectieuses. Le choléra possède donc un caractère nouveau et, qui plus est, marquant, notamment du fait de l'apparition rapide de symptômes marqués par des vomissements massifs et des diarrhées entraînant la déshydratation et un changement de couleur

de la peau à l'origine par ailleurs de l'expression « avoir une peur bleue ». Ces deux facteurs ont contribué à ce que chaque vague d'épidémie soit bien documentée.

Deuxièmement, à cette époque, la maladie possède une létalité élevée, ce qui fait des statistiques de mortalité, un guide relativement utile de l'incidence de la maladie et de l'ampleur de l'épidémie. De plus, les symptômes assez distinctifs dans les cas graves, du moins chez les adultes, permettent d'avoir un recensement plus ou moins précis des cas. Cependant, il est certain que tous les cas d'infection n'étaient pas détectés ou signalés et que les données disponibles sous-estiment l'importance des épidémies du choléra. Fait important, le choléra était suffisamment virulent pour tuer les jeunes adultes ainsi que les enfants et les personnes âgées, et pour tuer les personnes de la classe aisée ainsi que celles de la classe la plus pauvre. Contrairement aux autres MIE, toutes les classes d'âge et toutes les classes sociales étaient touchées.

Troisièmement, le choléra est une maladie qui se transmettait majoritairement par l'eau de consommation ce qui en fait un bon indicateur des MIE à transmission hydriques. D'autres causes pouvaient cependant être à l'origine de la transmission du choléra. La survenue d'une épidémie était fondée sur l'introduction réussie du choléra dans la communauté, un événement dont la probabilité est liée à la taille de la population et aux échanges avec d'autres populations. De même, les citadins ont pu quitter les villes pour éviter d'être touchés par la maladie comme ce fut le cas à Paris (Bourdelaïs et Raulot, 1987).

Les données de mortalité associée au choléra que nous avons utilisées sont issues du livre de Bourdelaïs et Raulot (1987), pour les années 1832 à 1892 et de Ichok, (1935) pour les années 1909-1923. Concernant les données de raccordement des immeubles aux égouts, celles-ci ont été tirées de Esculier and Barles, (2019).

Le TAE ne s'est fortement déployé qu'au début du XX^e siècle, or, entre 1848 et 1882, les conséquences sanitaires du choléra avaient déjà diminué de près de 90% (Figure 3.2). Bien que l'évaluation des effets spécifiques des facteurs précédemment cités sur la diminution du choléra au XIX^e siècle soit compliquée à déterminer, nous pouvons déclarer que ce n'est pas spécifiquement le TAE, c'est-à-dire le fait que les matières fécales soient évacuées par les égouts, qui a été le facteur majeur dans la diminution de la mortalité associée aux épidémies de choléra successives du XIX^e siècle. Cependant l'éloignement des matières fécales par l'égout a

pu probablement contribuer à limiter les conséquences sanitaires de Paris lors des épidémies de 1909 à 1923.

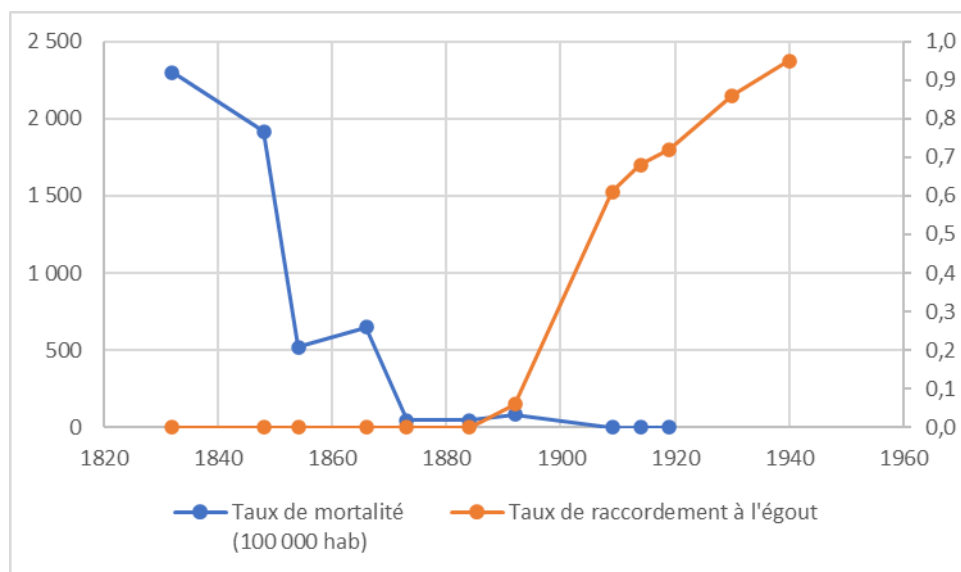


Figure 3.2 : Évolution du taux de mortalité associé au choléra (pour 100 000 habitants) et du taux de raccordement des immeubles au tout-à-l'égout à Paris de 1832 à 1940.

Source : Les données de mortalité associée au choléra que nous avons utilisées sont issues du livre de Bourdelais et Raulot (1987), pour les années 1832 à 1892 et de Ichok, (1935) pour les années 1909-1923. Concernant les données de raccordement des immeubles aux égouts, celles-ci ont été tirées de Esculier and Barles, (2019)

Il pourrait être intéressant d'observer l'évolution de la mortalité associée à d'autres MIE telles que la typhoïde pour Paris et d'autres villes qui ont connu une transition épidémiologique de la deuxième moitié du XIX^e siècle à la première moitié du XX^e siècle avant le développement du TAE.

3.1.3 Conclusion

La croyance très forte selon laquelle le TAE a largement contribué à la diminution des MIE contraste avec les données empiriques de nature historique dont nous disposons. Les données empiriques historiques n'évaluent pas de manière précise la contribution spécifique à l'amélioration de la santé publique du TAE, celle-ci étant très difficilement mesurable.

La raison de cette difficulté réside en grande partie dans le fait que le TAE s'inscrit dans un système complexe de gestion des RIE d'une société qui repose également sur les barrières à

l'échelle de l'individu (état de santé, alimentation, microbiote...) et la société (source et traitement de l'eau de consommation, encadrement de la baignade et de la conchyliculture), etc. qui, pris ensemble, ont permis la transition épidémiologique.

Dans le cas du TAE, celui-ci a pu contribuer à améliorer la santé publique en évacuant le danger lié aux matières fécales des centres urbains densément peuplés vers l'environnement, mais a conduit à la contamination des eaux des surfaces produisant des conséquences négatives pour les territoires situés en aval du rejet. Ces conséquences auraient pris fin au moment de la mise en place d'un traitement de l'eau de consommation et la mise sous pression du réseau. De plus, une part importante de la mortalité associée aux MIE aurait diminué avant le déploiement du TAE

Au vu de ces résultats, nous pouvons considérer que le remplacement du TAE par une filière de séparation à la source n'entraînera pas nécessairement un fort accroissement de la transmission des MIE, celle-ci étant limitée par d'autres facteurs par ailleurs (eau potable, soin, alimentation, hygiène, etc.).

3.2. Un risque infectieux entérique qui n'est plus étudié

Le verrouillage sociotechnique du TAE est en partie dû au fait que ce système est considéré comme sain, c'est-à-dire permettant de limiter à un niveau très faible le RIE. Or, comme nous l'avons vu dans les parties précédentes, en rejetant des eaux usées contaminées dans l'environnement, le TAE induit un RIE qui peut être à l'origine de conséquences sanitaires pour les populations situées en aval du rejet.

Dans ce chapitre, nous étudions les débats qui ont pu avoir lieu autour de la gestion du RIE depuis la mise en place du TAE jusqu'à aujourd'hui afin de comprendre comment s'est construite la pensée sanitaire du TAE.

Pour aborder ce sujet, nous avons choisi d'analyser le point de vue des ingénieurs en étudiant les manuels qui leur sont destinés. Malheureusement, aucun ouvrage français n'a été publié sur une période longue, ce qui ne permet pas une analyse de l'évolution de l'appréhension du risque sanitaire. La succession, aux États-Unis, de 1914 à 2013, de différentes éditions de la série d'ouvrages Metclaf et Eddy, elle, le permet. Ces éditions représentent une compilation des connaissances concernant la gestion des excréments humains et des eaux usées. Ces manuels ont été écrits à la fois par des ingénieurs et également des universitaires, leur collaboration en faisant un manuel sur la gestion des eaux usées avec un niveau scientifique élevé.

Ce chapitre est divisé en 3 sections. Dans la première, nous détaillons la méthodologie que nous avons utilisée et nous expliquons pourquoi nous avons choisi d'analyser certaines éditions spécifiquement (section 3.2.1). Dans la deuxième section, nous étudions la manière dont est abordé le risque sanitaire dans les différentes éditions des manuels Metcalf & Eddy (section 3.2.2). Enfin, dans une dernière section, nous discutons des résultats que nous avons obtenus et nous proposons une analyse de l'évolution temporelle de l'appréhension du risque infectieux entérique (section 3.2.3).

3.2.1 Méthodologie

Au début du XX^e siècle, les ingénieurs L. Metcalf & H.P. Eddy créent leur bureau d'étude en eau et assainissement et, en 1914, ils publient leur traité en trois volumes sur l'ingénierie des eaux usées, intitulés American Sewerage Practice (ASP) (Figure 3.3). Le troisième volume, intitulé Disposal of Sewage, a été révisé en 1916, puis en 1935. Par la suite, les trois volumes ont été révisés et réunis en un seul document, bien plus court que l'ouvrage originel, intitulé Sewerage and Sewage Disposal (SSD), en 1922, dont une deuxième édition a été publiée en 1930. Ces deux éditions publiées en 1922 et 1930 sont à destination des étudiants et ont été écrites de manière à être travaillées en classe. Elles sont moins riches que le livre ASP à destination des professionnels (783 pages contre 2100 pages pour l'ASP). Suite au décès de L. Metcalf en 1926, H.P. Eddy a co-écrit la deuxième édition de SSD (1930) et la 3^e édition d'ASP (1935) avec les professeurs Grodon M. Fair de l'université de Harvard et Richard G. Tyler de l'institut de technologie du Massachusetts plus connu sous l'abréviation de MIT.

En 1972, un nouveau livre est publié par le bureau d'études fondé par Metcalf & Eddy intitulé Wastewater Engineering : Collection, Treatment, Disposal (WE), qui s'adresse toujours aux ingénieurs et qui traite du thème de la gestion des eaux usées et de l'assainissement. Il est suivi en 1979 par la deuxième édition, Wastewater Engineering : Treatment, Disposal, Reuse. Ce livre a également été publié en 1991 et en 2003. La dernière édition de cet ouvrage, Wastewater Engineering: Treatment and Resource Recovery, a été publiée en 2013 par AECOM, la grande compagnie, bureau d'études et de conseil en ingénierie, qui avait acheté en avril 2000, Metcalf & Eddy, inc. H.P. Eddy décédant en 1937, à partir de 1972, la rédaction du WE est dirigée par George Tchobanoglous jusqu'en 2013, professeur émérite en ingénierie de l'environnement au département d'ingénierie civile et environnement de l'université de Californie. En fonction des éditions, des personnes

1914: American Sewerage Practice (ASP)
 1916: American Sewerage Practice (ASP)
 1922: Sewerage and Sewage Disposal (SSD)
 1930: Sewerage and Sewage Disposal (SSD)
 1935: American Sewerage Practice (ASP)
 1972: Wastewater Engineering (WE) :
 Collection, Treatment, Disposal
 1979: Wastewater Engineering (WE) :
 Treatment, Disposal, Reuse
 1991: Wastewater Engineering (WE) :
 Treatment, Disposal, Reuse
 2003: Wastewater Engineering (WE) :
 Treatment, Disposal, Reuse
 2013: Wastewater Engineering (WE) :
 Treatment and Resource Recovery

Figure 3.3 : Chronologie de publication des livres d'ingénieurs Metcalf & Eddy

différentes, ingénieurs et professeurs, l'ont accompagné pour l'écriture des livres. Nous pouvons considérer que le WE est une version actualisée d'ASP.

Afin de faire une analyse précise de la manière dont est abordé le risque sanitaire dans la gestion des matières fécales humaines dans les manuels, seules les éditions s'inscrivant dans la continuité des premiers manuels ASP (thème et public similaires) seront prises en compte ici. Nous n'avons pas pu avoir accès à l'édition de 1972, mais comme les éditions de 1979 à 2013 présentent peu de différence entre elles concernant la manière dont est abordé le risque sanitaire, nous ne présenterons ici que la dernière édition. Au final, seules les éditions ASP de 1914 et 1935 ainsi que l'édition de WE de 2013 sont ici prises en compte. Nous les considérerons comme étant respectivement, la 1^{re}, la 3^e et la 9^e édition du manuel malgré les changements de titres.

3.2.2 Le risque sanitaire dans les manuels Metcalf & Eddy

Dans les sous sections suivantes, nous analysons l'évolution de l'appréhension du RIE dans le manuel Metcalf & Eddy de 1914 (sous-section 3.2.2.1), de 1935 (sous-section 3.2.2.2) et enfin celui de 2013 (sous-section 3.2.2.3).

Dans chacune des éditions, nous avons relevé les informations qui traitaient du risque sanitaire, à savoir : le danger associé aux organismes potentiellement pathogènes (OPP), l'exposition à ces organismes dans la filière de gestion des matières fécales ainsi que par l'usage final des produits issus de la filière, les conséquences sanitaires qui en sont associées et les barrières pour s'en prémunir. Nous avons également relevé les informations traitant des effets sanitaires d'autres systèmes de gestion des matières fécales, qu'ils soient antérieurs ou contemporains par rapport à la date de publication.

Afin de décrire le contexte dans lequel ces éditions s'inscrivent, notamment au niveau du taux de connexion à l'égout et pour les conséquences sanitaires des MIE basés sur la mortalité associée à la typhoïde, nous nous sommes basés sur le livre de l'historien Martin V. Melosi, *The Sanitary City: Urban Infrastructure in America from Colonial Times to the Present (1999)*. Dans son livre, celui-ci décrit les changements réalisés dans les infrastructures du milieu urbain des villes américaines, dont la gestion des matières fécales, pour améliorer la santé des citoyens du début du XIX^e siècle à aujourd'hui.

3.2.2.1. Metclaf & Eddy 1914

3.2.2.1.1. Un raccordement très déployé et des maladies toujours présentes

Au début du XX^e siècle, dans la plupart des villes américaines, la gestion des matières fécales par l'égout est largement répandue et, au moment de la première publication du manuel, plus de 80% de la population urbaine des États-Unis est connectée à l'égout (sans que soit précisée la proportion de TAE)(Figure 3.4). En 1910, 90% des villes américaines utilisaient la solution par dilution pour la gestion des eaux usées, c'est-à-dire que les eaux usées étaient rejetées directement dans une masse d'eau, sans traitement (J. Tarr et al., 1980).

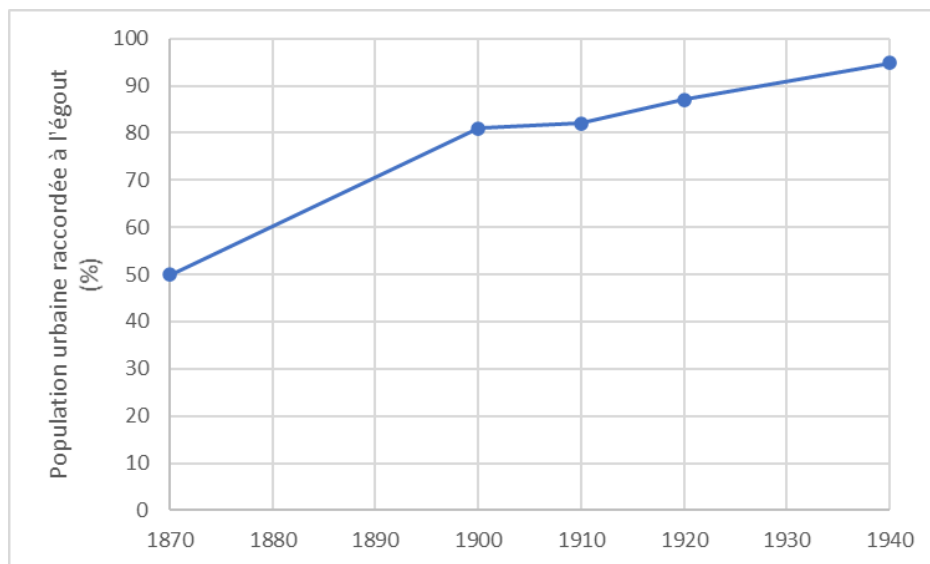


Figure 3.4 : Part de la population urbaine des États-Unis raccordée à l'égout (%), de 1870 à 1940

Source: d'après Pearse (1938)

Malgré une amélioration par rapport à la fin du XIX^e siècle, les maladies infectieuses entériques étaient encore très présentes au début du XX^e siècle comme en témoigne la mortalité associée à la typhoïde (Figure 3.5) alors que de fortes disparités existaient entre les villes américaines. C'est notamment du fait de ces conséquences sanitaires et de ces différences, que les ingénieurs essayaient d'appréhender les mécanismes de transmission de ces maladies.

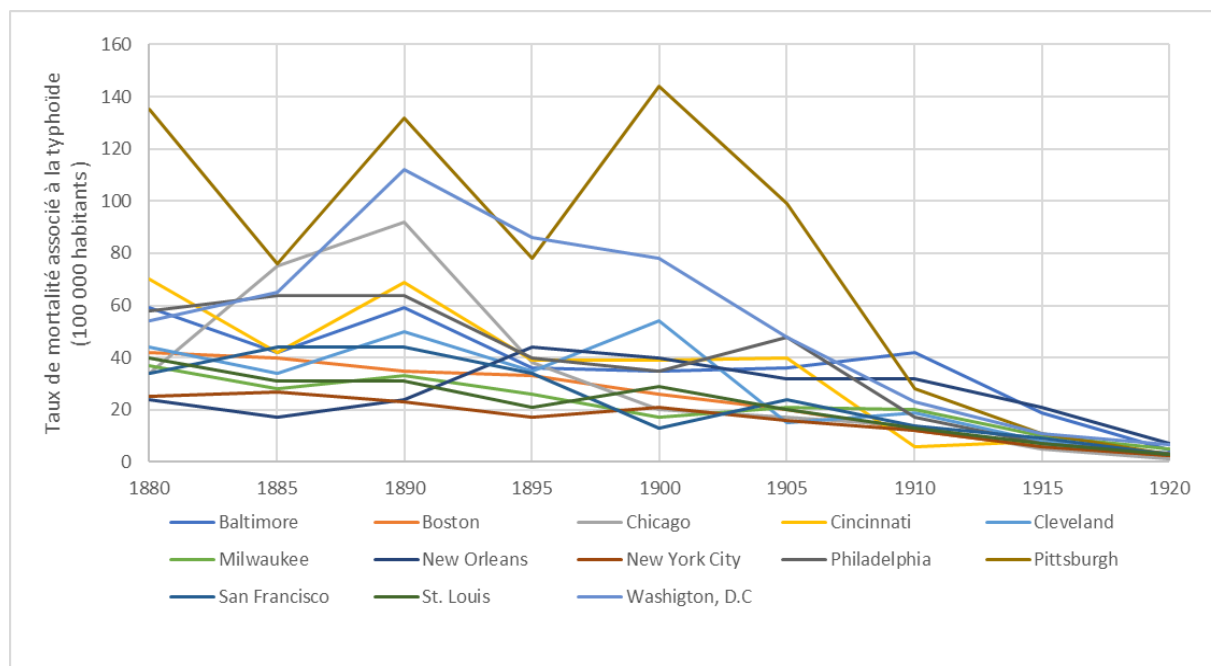


Figure 3.5 : Taux de mortalité pour 100 000 habitants associé à la typhoïde dans certaines villes américaines de 1880 à 1910.

Source : Watermann (1934)

3.2.2.1.2. La mise en place du tout-à-l'égout, un enjeu sanitaire

Avant le dernier tiers du XIX^e siècle, la théorie dominante de la transmission des maladies était celle selon laquelle les maladies étaient présentes dans le « mauvais air » reconnaissable par son odeur désagréable que l'on qualifiait de « miasmes ». À travers l'histoire, les auteurs du manuel rappelaient la nécessité de la mise en place du TAE, ils décrivaient les dysfonctionnements des techniques précédentes en citant entre autres le témoignage écrit de John Phillips, ingénieur et géomètre britannique ayant participé à la construction du réseau d'égouts de Londres : « *I have also seen in such places human beings living and sleeping in sunk rooms with filth from overflowing cesspools exuding through and running down the walls and over the floors...* »⁹. Avec l'adoption de la toilette à chasse d'eau, ce dysfonctionnement fut accentué et les auteurs rappelaient les bénéfices apportés par l'égout qui permit d'évacuer loin des villes les eaux usées débordant des fosses. Ils avançaient également que l'absence de système d'égout était à l'origine des épidémies : « *The connection between a contaminated water supply and the rapid spread of the disease was clearly shown, but it was also apparent*

⁹ METCALF L. et H.P. EDDY, *American sewerage practice*, 1914, p. 4.

that the filthy living conditions in most houses, due to the absence of effective sewerage, was a great hindrance in combating the scourge »¹⁰ et que c'était une des raisons pour laquelle la gestion des matières fécales par l'égout avait été mise en place: « *The present sewerage system of Paris, like that of London, was inaugurated as a result of cholera epidemic* »¹¹.

3.2.2.1.3. Un risque sanitaire identifié

Au moment de la publication du manuel, en 1914, grâce au progrès en microbiologie, les ingénieurs sanitaires avaient connaissance que la transmission des maladies infectieuses était due à des micro-organismes. Ceux-ci étaient classés en 3 groupes : (1) bactéries présentes naturellement dans l'eau, (2) présentes dans les cours d'eau après les inondations et (3) les bactéries souvent présentes dans le tractus intestinal des humains et des animaux. Le troisième groupe comprenant les organismes pathogènes, responsables des maladies infectieuses telles que la fièvre typhoïde, le choléra, la dysenterie et la gastro-entérite (AWWA, 1951).

Ayant connaissance de la contamination biologique des eaux usées, les ingénieurs s'interrogeaient sur le risque sanitaire associé au rejet de ces eaux usées dans le milieu récepteur. Les ingénieurs étaient divisés en deux groupes. Le premier groupe considérait qu'une partie de la contamination microbienne était éliminée pendant le transport des eaux usées dans les égouts et que la dilution de la contamination résiduelle, dans le milieu récepteur, permettait de supprimer le risque sanitaire. Le deuxième estimait que la dilution ne faisait que cacher le danger contenu dans les eaux usées. Jordan Edwin O., professeur de bactériologie à l'université de Chicago et spécialiste de la santé publique, faisait partie du deuxième groupe, il affirmait que : « *dilution in itself can neither remove nor destroy dangerous substances; it may, in fact, mask their presence* » (Edwin, 1903).

Le développement de méthodes d'analyses microbiologiques permit aux ingénieurs sanitaires de mesurer la contamination le long de la filière de gestion, principalement au niveau de la zone de rejet. Des recherches étaient effectuées afin d'estimer la survie des organismes pathogènes en fonction de paramètres physico-chimiques du milieu récepteur (température, salinité, débit). Les résultats des études montraient des écarts importants concernant la survie des organismes qui variaient en fonction des paramètres physico-chimiques du milieu récepteur et des organismes étudiés : « *while Typhoid bacilli die rapidly in flowing streams, some of the more*

¹⁰ (Op.cit.) p. 5.

¹¹ (Op.cit.) p. 10.

resistant organisms may live for weeks and months and be carried possibly 80 miles or more, still retaining their dangerous form »¹². Ces études mirent en lumière le fait que la dilution ne supprimait pas le risque sanitaire et que l'égout déplaçait le danger des eaux usées et des eaux pluviales hors de la ville, dans l'environnement.

Les ingénieurs s'interrogeaient sur les secteurs exposés aux dangers dus au rejet des eaux usées. Ils recensèrent la conchyliculture, la baignade ainsi que l'approvisionnement en eau de boisson comme étant des secteurs exposés.

Des enquêtes étaient réalisées pour mesurer les conséquences sanitaires de cette exposition, aux États-Unis, mais également en Europe. Elles montraient que plusieurs épidémies étaient dues à la consommation d'eau de boisson (Tableau 3.2) ou d'huîtres (Tableau 3.3) contaminées par des eaux usées. Le TAE était accusé d'être à l'origine du maintien des épidémies de typhoïde : *«it is evident that the prevalence of typhoid fever is closely related to the problems of sewage disposal. Sewage should be disposed of and water supplies procured in such a manner as to reduce as far as practicable the danger of spreading this justly dreaded disease and others similarly communicated* »¹³.

¹² METCALF L. et H.P. EDDY, *American sewerage practice*, 1914, p. 113.

¹³ (Op.cit.), p.116.

Tableau 3.2 : Résumé des épidémies de fièvre typhoïde, étudiées et considérées comme ayant été causées par la contamination des réserves d'eau par les eaux usées

Source : American Sewerage Practice (1914, p122) compilé à partir de "typhoid fever", par Geo. C. Whipple, (1908)

Place	Year	Approx. No. of cases	Causes and remarks
Lansen, Switzerland	1872	130	Pollution of spring by underground connection with contaminated brook.
Plymouth, Pa.	1885	1104	Pollution of water supply by typhoid patient.
Lowell, Mass.	1890-1891	550	Pollution of Merrimack Riv. used as source of water supply by cities above.
Lawrence, Mass.	1890-1891	Pollution of Merrimack Riv. by infected sewage of Lowell.
Newport, R. I.	1900	80	Pollution of well by underground connection with contaminated water.
New Haven, Conn.	1901	514	Pollution of water supply by typhoid patient.
Baraboo, Wis.	1901	Polluted water from flume, pumped into supply on account of defective valves.
Waterville, Me.	1902	Pollution of Messalonskee Riv. by sewage of communities above.
Augusta, Me.	1902	Pollution of Messalonskee Riv. by infected sewage of Waterville, above.
Auxerre, France.	1902	Pollution of collecting gallery by underground connection with contaminated Yonne River.
Ithaca, N. Y.	1903	1350	Pollution of water supply by sewers 5 miles above.
Butler, Pa.	1903	1270	Pollution of creek by typhoid patient; by-passing of city filter allowed typhoid bacilli to enter water supply.
Lowell, Mass.	1903	168	Admission of river water to mains through defective check valves.
Cleveland, Ohio.	1903-1904	Pollution of Lake Erie by sewage of city.
Millinocket, Me.	1904	200	Pumping of polluted Penobscot Riv. water into water supply mains during fire.
Mt. Savage, Md.	1904	120	Pollution of spring by sewage filtering through soil.
Basingstoke, England.	1905	164	Pollution of well by underground connection with contaminated water.
Scranton, Pa.	1906	1155	Pollution of reservoir by sewers above.
Trenton, N. J.	1907	90	Pollution of well by sewage filtering through soil for 300 ft.
Chicago, Ill.	Previous to completion of Drainage Canal	Pollution of Lake Michigan, the source of the water supply. Frequent epidemics.
Pittsburgh and Allegheny, Pa.	Previous to 1908	5000 cases annually	Pollution of Monongahela and Allegheny Rivers, used untreated as water supply.
Burlington, Vt.	Previous to 1908	Pollution of Lake Champlain used untreated as water supply. Frequent epidemics.

Tableau 3.3 : Résumé des épidémies de fièvre typhoïde dont on a estimé comme ayant été définitivement attribuées à des coquillages pollués

Source : American Sewerage Practice (1914, p 124) compilé à partir du rapport de la commission métropolitaine des égouts de New York, (1910, pages 481 à 483)

TABLE 12.—SUMMARY OF TYPHOID FEVER EPIDEMICS THOUGHT TO HAVE BEEN DEFINITELY TRACED TO POLLUTED SHELLFISH
(From report of Metropolitan Sewerage Commission of New York, 1910, pages 481 to 483)

Place	Year	Approx. No. of cases	Causes and remarks
Wesleyan University.....	1894	23	Oysters dredged from deep water of Long Island Sound; fattened by placing in brackish water 300 ft. below private sewer outlet. Two cases typhoid fever in house drained by this sewer.
Southend-on-Sea, England.....		105	50 per cent. at least attributed to consumption of contaminated shellfish.
Yare, England.....			Typhoid endemic. Cases diminished 30 per cent. in 1901 after sale of mussels was prohibited.
Brighton, England.....	1894 to 1902	643	37 per cent. ascribed to shellfish from layings exposed to sewage contamination. Typhoid fever found to exist in population draining to vicinity of layings.
Manchester, England.....	1904		Niven, before R. C. S. D., attributes number of cases to polluted shellfish.
London.....	1902		8 per cent. of cases estimated to be due to eating of shellfish.
Lawrence, Long Island.....	1905	31	21 caused by eating or handling sewage contaminated oysters.
Winchester-Southampton, England.	1902	21	Raw contaminated oysters eaten at banquet.

Afin de prévenir des conséquences sanitaires du rejet d'eaux usées contaminées, certains ingénieurs sanitaires préconisaient de désinfecter les eaux usées avant de les rejeter dans l'environnement. Mais ceux-ci se heurtaient aux gestionnaires des villes qui trouvaient que l'implantation d'une usine de traitement était trop coûteuse et ne souhaitaient pas s'engager dans d'énormes obligations financières. Face à cette problématique, l'Engineering News, revue de référence à l'époque, écrivait : « *We know of many instances in which business men disrupt engineers and pin their faith to so-called practical men, largely because of unfortunate experience with engineers who appeared to think that the question of the cost was no part of their concern.* »¹⁴. Un argument qui était avancé pour s'opposer à l'installation d'un traitement par désinfection était celui de son inefficacité par temps de pluie. En effet, en 1909, 73,5% des

¹⁴ METCALF L. et H.P. EDDY, *American sewerage practice*, 1914, p.30.

viles étaient équipées d'égouts unitaires recevant à la fois les eaux usées et les eaux pluviales (J. A. Tarr, 1988). Par temps de pluie, le volume accru d'eau entrant dans les égouts n'aurait pu permettre le traitement des eaux pluviales mélangées aux eaux d'égout. De plus, certains ingénieurs considéraient que le rejet des eaux usées ne présentait pas constamment un risque et que cela dépendait des circonstances locales et de la présence d'activités en aval du rejet. Il était considéré comme trop préjudiciable économiquement d'imposer la désinfection à toutes les villes alors que dans la majeure partie des cas la dilution suffisait. Dans le rapport rendu par la commission mixte internationale sur la pollution des eaux limitrophes, après concertation avec des ingénieurs et autres experts sanitaires (George W. Fuller, George C. Whipple, Earl B. Phelps, W. S. Lea and T.J. Lafreniere), on pouvait lire : « *It is our opinion that, in general, protection of public water supplies is more economically secured by water purification at the intake than by sewage purification at the sewer outlet, but that under some conditions both water purification and sewage treatment may be necessary.* »¹⁵.

De fait, aucune loi fédérale n'était imposée aux villes américaines pour la mise en place d'un traitement par désinfection des eaux usées, la nécessité de la mise en place de ce traitement étant alors laissée aux jugements des municipalités. L'interprétation du terme "nécessaire" variait bien entendu en fonction des villes, et était fortement dépendante des conséquences économiques du rejet des eaux usées, par exemple à Baltimore où « *the existence of the important shellfish industry of the city and neighboring districts warranted the adoption of every method of treatment necessary to insure beyond reasonable question the freedom of the Chesapeake Bay oysters from infection by sewage.* »¹⁶.

Si les conséquences économiques n'étaient pas assez importantes pour justifier la mise en place d'un traitement, d'autres barrières, notamment physiques, étaient mises en place : « *the removal of the industry to other localities will usually entail less expense to the public than the construction and operation of works for treating the sewage so as to avoid any real danger of infection of the shellfish.* »¹⁷.

Étant donné qu'aucune barrière n'était mise en place entre les eaux usées et l'environnement, les ingénieurs sanitaires préconisaient des solutions afin de protéger les secteurs impactés du fait de la contamination de l'environnement par le rejet d'eaux usées. Une première barrière qui

¹⁵ METCALF L. et H.P. EDDY, *American sewerage practice*, 1914, p. 33.

¹⁶ (Op.cit), p.123.

¹⁷ (Op.cit.), p.123.

était proposée par les ingénieurs, était de mesurer la contamination biologique des eaux de surface. Des classes de qualité d'eau étaient définies en fonction de la concentration en bactéries indicatrices de contamination fécale (*E. coli*). Ces classes de qualité permettaient de définir les usages de l'eau en fonction de leur contamination.

Pour la protection de l'eau de boisson, son traitement avant distribution était considéré comme primordial « *that it should be regarded as part of the duty of that authority, systematically and thoroughly, to purify the water before distributing it to their customers* »¹⁸. Le traitement le plus utilisé était celui de la filtration sur sable dont l'efficacité avait été observée au cours des premières années du XX^e siècle par la baisse des taux de mortalité associés à la typhoïde dans de nombreuses villes. Seulement, jusqu'à la fin du XIX^e siècle, la vérification du traitement de l'eau se faisait par des mesures physiques telles que la turbidité, la couleur, la température et le goût, il n'y avait pas d'analyse biologique systématique de l'eau de boisson. Le traitement par filtre à sable n'ayant pas une action totalement désinfectante, des organismes potentiellement pathogènes pouvait subsister après traitement. Par exemple, 79% des cas de typhoïde, sur 338, pour l'année 1913 à Louisville, Kentucky étaient dus à de l'eau filtrée de rivière (Final report, Commission of sewerage, Louisville, 1913, page 66)¹⁹.

Concernant la conchyliculture, des lois étaient mises en place définissant les règles à respecter pour le ramassage et la vente de coquillages. Ces lois interdisaient le ramassage de coquillage dans les zones contaminées par les eaux usées. Elles condamnaient à payer des amendes en cas de revente d'huîtres provenant de ces zones : « *In Massachusetts, the State Department of Health "Section 114.—Whoever takes any oysters, clams, quahaugs, or scallops from tidal waters or flats from which the taking been prohibited, as provided in the preceding section, shall forfeit not less than \$5 nor more than \$10 for the first offense, and not less than \$50 nor more than \$100 for each subsequent offense* »²⁰. Concernant la baignade, des mesures d'éloignement étaient appliquées.

D'après la Figure 3.6, nous pouvons constater que les voies de transmission de la typhoïde et les barrières à mettre en place pour s'en prémunir étaient largement connues des ingénieurs au moment de la publication de la première édition d'ASP en 1914. Nous pouvons remarquer que la désinfection et l'élimination des matières fécales font partie des barrières à mettre en place

¹⁸ METCALF L. et H.P. EDDY, *American sewerage practice*, 1914, p.34.

¹⁹ (Op.cit.), p.126.

²⁰ (Op.cit.), p.125.

pour éviter la transmission de la typhoïde par la personne infectée et que l'évacuation des eaux usées fait partie des voies de transmission. L'assainissement est considéré comme la première ligne de défense contre la transmission.

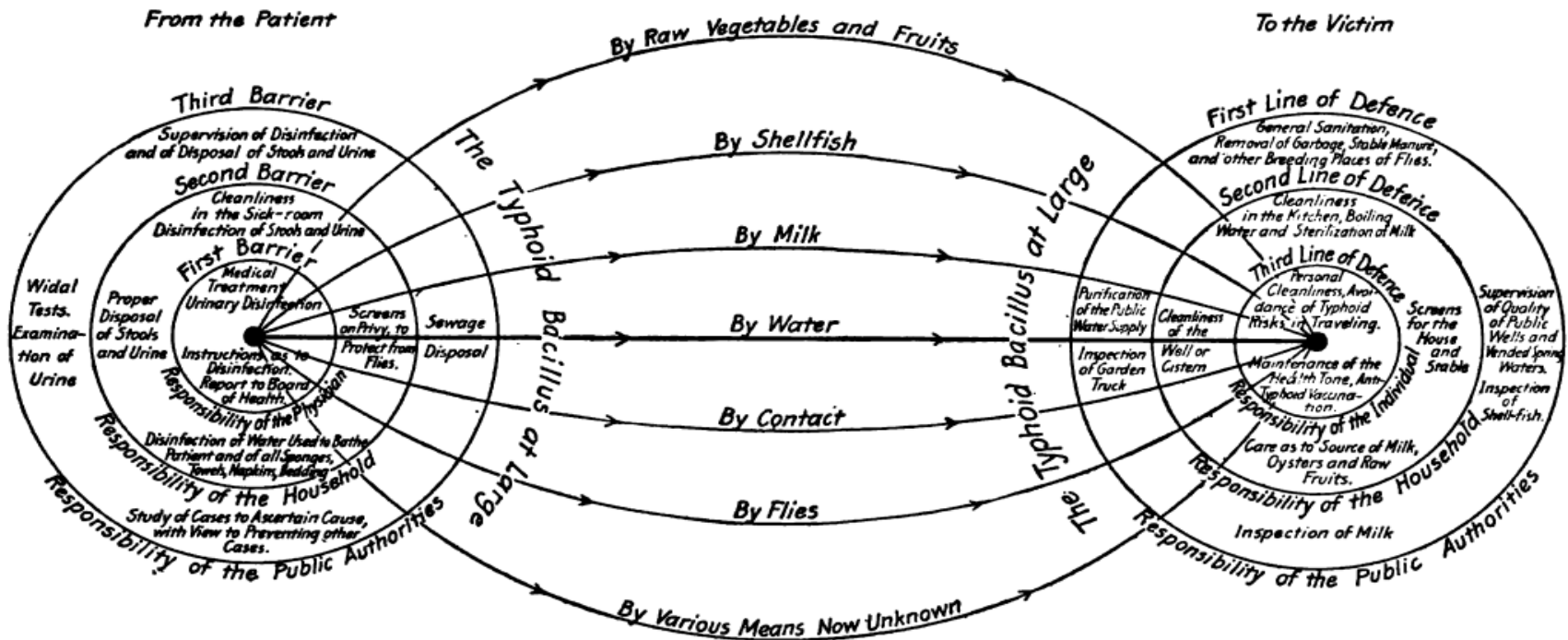


FIG. 13.—Transmission of typhoid fever and means of protection. (From Whipple's "Typhoid Fever,"— frontispiece.)

Figure 3.6 : Transmission de la fièvre typhoïde et les moyens de s'en protéger.

Source : Metclaf & Eddy (1914, p117)

3.2.2.1.4. D'autres systèmes de gestion présentés

Les auteurs précisait que les systèmes secs de gestion des matières fécales présentait des risques sanitaires et que leur utilisation devait être restreinte à des contextes bien particuliers : « *The dry system, to compare favorably with the water-carriage system, must be restricted to (1) small towns, on account of the expense of cartage ; (2) towns where the regular exchange of the pails can be enforced with almost military strictness, which is seldom found outside of a few European countries ; (3) dwellings where water closets cannot be used ; (4) localities where sewerage would be very expensive ; (5) where the waste water can be led over the surface of the ground without causing offense.* »²¹. Une enquête menée par J. B. F. Breed, ingénieur en chef, Commissaires aux eaux usées de la ville de Louisville, Ky en 1912 citée dans le manuel signé par Metcalf & Eddy²² sur les effets du raccordement des maisons et sur la mortalité associée à la typhoïde établissait une relation entre le nombre de raccordements et le taux de mortalité due à la fièvre typhoïde. Elle démontrait un effet bénéfique du raccordement à l'égout au cours des années précédant la filtration de l'eau de consommation.

²¹ METCALF L. et H.P. EDDY, *American sewerage practice*, 1914, p. 13.

²² METCALF L. et H.P. EDDY, *American sewerage practice*, 1914, p. 126

3.2.2.2. Metcalf & Eddy 1935

3.2.2.2.1. Des maladies infectieuses peu présentes et un risque sanitaire considéré comme faible

En 1935, au moment de la publication de la troisième édition du manuel Metcalf & Eddy, la quasi-totalité de la population urbaine américaine était raccordée à l'égout (95% en 1940). À cette époque, la mortalité associée à la typhoïde est faible pour la majorité des grandes villes américaines (Figure 3.7).

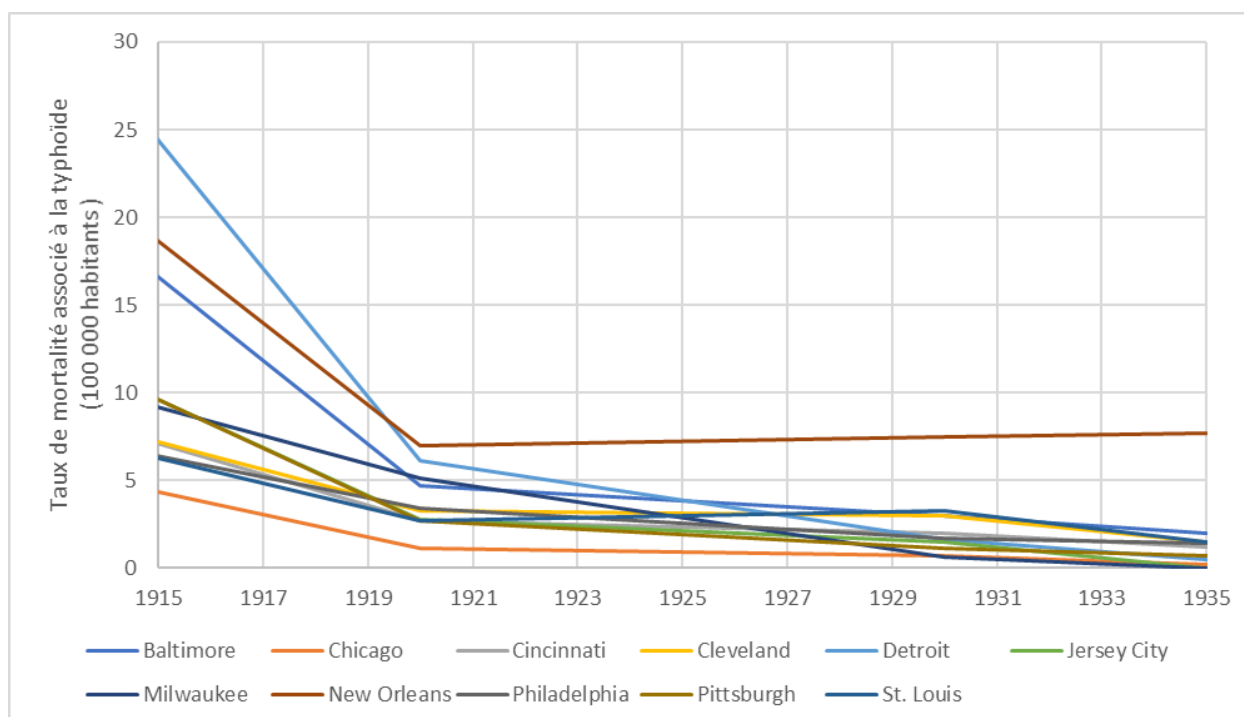


Figure 3.7 : Taux de mortalité pour 100 000 habitants associé à la typhoïde dans certaines villes américaines de 1914 à 1935.

Source : Cutler and Miller (2005)

La description de la composition microbiologique des eaux usées est plus limitée que dans l'édition de 1914, les auteurs rappellent seulement que des organismes pathogènes sont présents dans les eaux usées et que leur rejet est à l'origine de la contamination des eaux de surface. Les analyses faites par les ingénieurs sanitaires étaient ciblées sur les facteurs influençant la survie des micro-organismes dans les égouts : « ... *some are removed from the sewage by sedimentation; others are ingested by predatory protozoa and other animals* »²³. Cependant, les ingénieurs sanitaires considéraient que ces organismes étaient éliminés rapidement dans les

²³ METCALF L. et H.P. EDDY, *American sewerage practice*, 1935, p. 20.

égouts et les eaux de surface : *“Fortunately pathogenic bacteria die away rapidly in sewage and sewage-contaminated water”*²⁴. Ce point de vue était déjà avancé en 1914 et on sait aujourd’hui que la survie des OPP dans le milieu récepteur dépend de plusieurs paramètres (section 1.2.2), mais que les OPP pouvaient être présents sur de longues distances (sous-section 2.1.2.4) d’autant plus quand les eaux usées sont rejetées directement sans traitement dans les eaux de surface.

Les risques sanitaires associés à la contamination des eaux de surfaces étaient considérés comme faibles. Par conséquent, comme dans le manuel de 1914, la désinfection systématique des eaux usées était toujours considérée comme superflue en 1935 *« On the other hand, many engineers believed that such requirements were too severe in most cases, because the destruction of bacteria necessitated thorough treatment, which was expensive and took no advantage of the beneficial effect of dilution of the sewage. »*²⁵. Tout comme dans la première édition, un chapitre sur la désinfection des effluents est tout de même présent à la fin du manuel, rappelant la nécessité de traiter les eaux usées dans certains cas spécifiques et détaillant les différents traitements existants. Malgré le fait que le risque sanitaire associé au rejet des eaux usées dans le milieu récepteur était considéré comme faible, il était rappelé que certains secteurs pouvaient tout de même être impactés : *« Sewage contamination of water supplies, bathing waters and shellfish beds, therefore, may result in epidemics of typhoid fever or other intestinal diseases »*²⁶.

Avec l'augmentation de la population, les pressions exercées par le rejet des eaux usées non traitées sur l'environnement augmentaient proportionnellement. De plus en plus de plaintes étaient faites par les usagers de l'eau concernant cette pollution, contraignant les décideurs à restreindre les rejets d'eaux usées non traitées dans les masses d'eau et à augmenter le degré d'épuration requis par les stations d'épuration. La mise en place de traitement des eaux usées conduisit à la formation d'un nouvel effluent constitué des matières sédimentées pendant le processus de traitement, les boues d'épuration. La production de ce nouvel effluent interrogeait les ingénieurs quant au risque sanitaire que la gestion de cette matière induisait. Signe de ce questionnement, dans le manuel de 1935, un chapitre était dédié à l'utilisation sans risque de ces matières : *« Hygienic Considerations in Sludge Utilization and Disposal.—The disposal of*

²⁴ (Op.cit), p. 20.

²⁵ (Op.cit), p. 21.

²⁶ (Op.cit), p. 20.

sewage sludge and, more particularly, its use for fertilizing purposes raise the question of the danger of spreading typhoid and other diseases by this means »²⁷.

Des analyses montraient la persistance de la contamination microbiologique des boues : « *Wolman (43) comments on this matter as follows : [...] Bacillus typhosus has been recovered in varying forms of human sewage in anywhere from 6 hr. to 365 days, and in various characters of soil in anywhere from several to 540 days.* »²⁸. Le sujet de la gestion des boues d'épuration était un sujet relativement nouveau à l'époque et il n'existait pas encore de norme sanitaire encadrant leur gestion. Malgré la connaissance du danger lié aux boues d'épuration, aucune exposition aux OPP présents dans les boues n'est citée dans le manuel. Il est probable qu'à la différence des eaux usées, le plus faible volume de boues produit permettait d'en contrôler la destination et donc d'éviter l'exposition de la population.

3.2.2.2.2. Des barrières efficaces

À l'inverse de la première édition du manuel, les études des conséquences sanitaires sont absentes de celle de 1935, mais des barrières pour protéger les secteurs impactés sont tout de même proposées. La barrière la plus importante fut la mise en place d'un traitement désinfectant pour la protection de l'eau de boisson (Figure 3.8). Si en 1914 le traitement de l'eau par chloration n'était pas très déployé, celui-ci commence à être plus largement utilisé à partir des années 1920 (50% des villes américaines équipées) (Waterman, 1934). L'utilisation plus importante des traitements par filtration et l'introduction de la désinfection se sont traduites par une baisse des taux de mortalité associés à la typhoïde aux États-Unis, en particulier dans les grandes villes (Figure 3.7).

²⁷ METCALF L. et H.P. EDDY, *American sewerage practice*, 1935, p.693.

²⁸ (Op.cit), p.693.

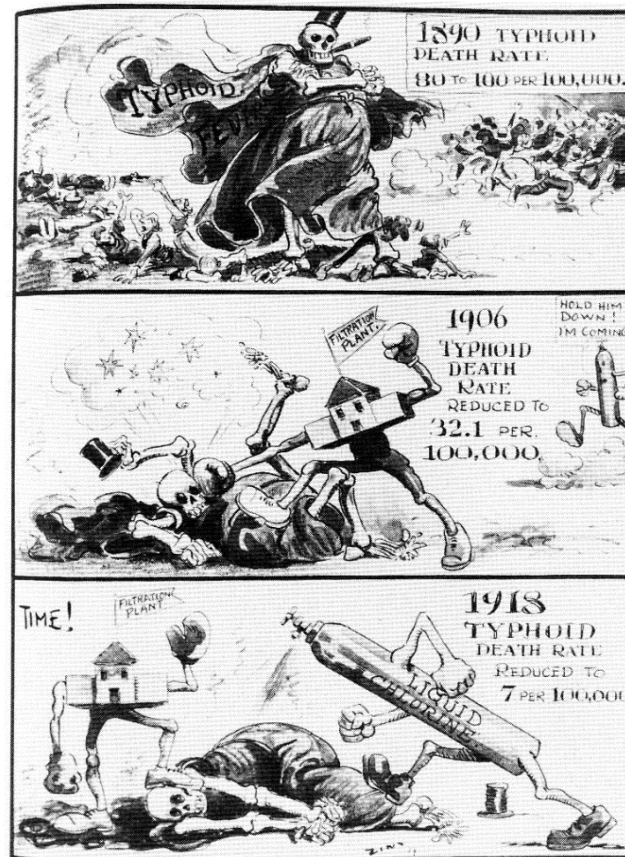


Figure 3.8 : Caricature de Zim décrivant la défaite de la typhoïde par la filtration et la chloration de l'eau à la fin de la Première Guerre mondiale

Source : Melosi, 2000.

Concernant la conchyliculture, les auteurs écrivaient que, d'un point de vue idéal, les élevages de coquillages devraient être situés dans des eaux qui répondent aux normes bactériennes de l'eau potable, mais que ces précautions sont inutilement rigoureuses. Concernant les barrières applicables à la conchyliculture, celles-ci se concentraient, dans ce manuel, aux traitements applicables post contamination tels que l'utilisation de bassin d'eau propre ou la désinfection : « *If oysters are relaid in clean water, they will quickly purge themselves of pollution* », « *Chlorination of oysters and clams after removal from their beds also seems to render them safe for consumption.* »²⁹. Il semble qu'empêcher la contamination des coquillages par des normes de contamination bactérienne et par l'éloignement des zones de production ne soit pas suffisant pour empêcher la contamination. Pour pallier cette difficulté, les ingénieurs essayaient de « traiter » par des moyens techniques le problème, tout comme il fut réalisé pour l'eau potable.

²⁹ METCALF L. et H.P. EDDY, *American sewerage practice*, 1935, p.221.

Le sujet de la protection de la baignade est davantage traité dans l'édition de 1935. Il est cité la décision de la commission mixte internationale de fixer une norme de qualité bactérienne, ainsi que des résultats d'analyses d'études de suivi de contamination de zones de baignades, car, dans certains cas, la dilution des eaux usées dans le milieu récepteur n'était pas suffisante pour se protéger du risque sanitaire : « *Although seacoast municipalities have seldom adopted disposal methods other than that of dilution, it has often proved necessary, even in their case, to take precautions with respect to the location of outlets, in order to prevent the pollution of shores and bathing beaches* »³⁰. Les ingénieurs préconisaient une eau de qualité semblable à celle de l'eau de boisson pour se prémunir des risques sanitaires, tout en sachant qu'il n'était pas possible de l'atteindre. Les ingénieurs manquaient de données empiriques sur le rapport entre la contamination des eaux de surface et les effets sanitaires de la baignade pour fixer une norme précise : « *There is not now available any sufficient volume of data as to the quality of waters used for bathing, nor any sufficient record of the causation of disease by bathing in moderately polluted waters* »³¹. L'intérêt porté sur ce secteur dans la troisième édition du manuel vient probablement du fait que les secteurs de l'eau de boisson et de la conchyliculture ayant été protégés, les conséquences sanitaires associées à la baignade sont rendues visibles. De plus, à l'inverse de l'eau de boisson et de la conchyliculture, l'eau de baignade ne pouvait être traitée.

La figure compilant les voies de transmission de la typhoïde qui était présente dans la première édition de 1914 (Figure 3.6) est absente de l'édition de 1935. Cette figure traitait de l'ensemble des voies de transmission de la typhoïde et des barrières à mettre en place pour s'en prémunir, dont la gestion des matières fécales faisait partie.

3.2.2.2.3. Un enjeu sanitaire rappelé

La présence dans l'édition de 1935 de la partie décrivant les raisons structurelles et conjoncturelles de la mise en place de l'égout, ainsi que d'un chapitre sur des techniques alternatives existantes (Figure 3.9), laisse supposer que, comme pour les années 1914, la nécessité de la gestion des matières fécales par l'égout est encore débattue. Mais, alors qu'au moment de la première édition du manuel (1914), nous pouvions imaginer que la raison de cette remise en question du TAE était due aux conséquences sanitaires de cette gestion, en 1935, il

³⁰ METCALF L. et H.P. EDDY, *American sewerage practice*, 1935, p.2.

³¹ (Op.cit.), p.218.

est probable que les raisons de cette remise en question soient environnementales. Si la présence de ces chapitres témoigne d'une remise en question du système de l'égout, peu de recherches sont effectuées en ce sens étant donné que les chapitres traitant des systèmes alternatifs au tout-à-l'égout sont identiques à ceux de la première édition.

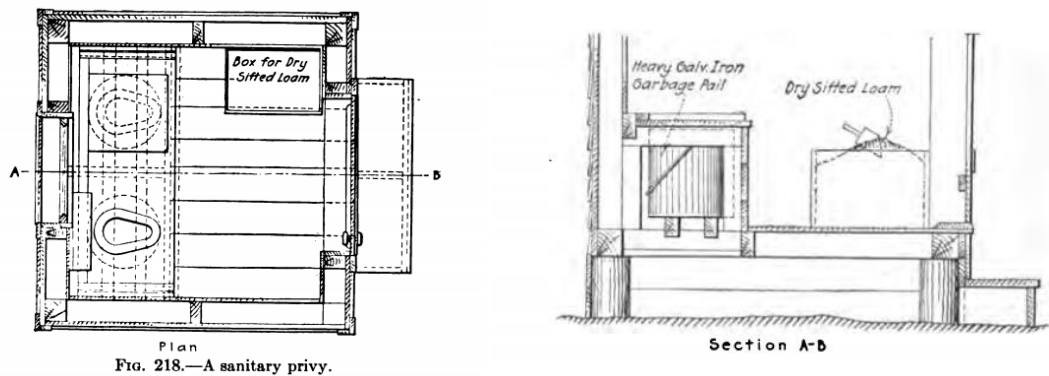


Figure 3.9 : Schémas d'exemple de système d'assainissement par voie sèche des matières fécales.

Source : Metcalf & Eddy (1935, p.783)

3.2.2.3. Metcalf & Eddy 2013

3.2.2.3.1. Des conséquences sanitaires faiblement présentes

En 2013, le taux de mortalité associé à la typhoïde aux États-Unis est de 0 et le nombre total de décès est de 2 (IHME, 2020b). À cette époque les conséquences sanitaires des MIE sont considérées comme gérées. Selon le recensement américain de 2015, un cinquième des ménages n'est pas raccordé à un réseau d'assainissement collectif, en particulier les personnes vivant en milieu rural qui ne peuvent être raccordées à un système d'assainissement centralisé. En l'absence de données obtenues correspondant à la population urbaine, nous pouvons considérer que celle-ci est proche de 100%.

3.2.2.3.2. Un danger précisé

L'amélioration des techniques d'analyse microbiologiques a permis de définir de façon plus précise la contamination des eaux usées. Les auteurs décrivent la classification et la diversité des organismes présents dans les eaux usées. Ils détaillent les différentes analyses existantes pour les identifier et les dénombrer indiquant, que cela permet de mesurer la performance de divers procédés de traitement. Ils détaillent également les concentrations en organismes dans

les eaux usées brutes, les doses infectieuses associées, et leur temps de survie dans divers environnements. Ce dernier point sous-entend qu'il y avait un intérêt marqué pour connaître de façon précise le danger lié aux eaux usées. Il est rappelé qu'il y a un risque sanitaire associé au rejet des eaux usées : « *the immediate and nuisance-free removal of wastewater from its sources of generation, followed by treatment, reuse, or dispersal (disposal) into the environment, is necessary to protect public health and the environment.* »³².

Concernant les boues d'épuration, la prise en compte du risque sanitaire dans leur gestion est très limitée. Par exemple, on ne trouve pas de mesure de concentration en OPP.

3.2.2.3.3. Une exposition inexistante

Pour éliminer les organismes pathogènes des eaux usées, les auteurs indiquent les traitements désinfectants applicables, mais ne spécifient pas dans quelle mesure il était nécessaire de les appliquer. L'absence de citation d'une réglementation pour l'abattement des pathogènes laisse supposer que le traitement par désinfection des eaux usées n'est pas systématique. Cependant, de nombreuses villes de taille importante aux États-Unis ont mis en place une désinfection de leurs eaux usées au cours du XX^e siècle (Cutler et Miller, 2005). L'absence de citation des secteurs impactés par le rejet d'eaux usées traitées, tels que l'eau de boisson ou encore de la conchyliculture qui étaient jusqu'à alors présents dans les versions précédentes, sous-entend que ceux-ci ne sont plus exposés. Nous pouvons supposer que la mise en place de traitement désinfectant et de mesures préventives mises en place par ces secteurs pour se protéger ait été efficace pour se prémunir de la contamination.

Concernant les boues d'épuration, seuls des exemples d'exposition pouvant survenir pendant le compostage des boues d'épuration sont présentés : « *The principal public health and environmental issues concerning compost operations relate to exposure to pathogens and bioaerosols. Exposure to pathogens can occur during the composting process or through the use of the product if the composting process is not executed properly and the resulting product is not disinfected. The potential modes of infection for workers are (1) inhalation of aerosols containing airborne microorganisms, (2) dermal contact, or (3) oral through inadvertent contact of dust or contaminated food or through hand-to-mouth contact such as cigarette*

³² Eddy et al., *Wastewater Engineering: Treatment and Resource Recovery*, 2013, p. 3.

smoking»³³. Il n’y a pas non plus de risques sanitaires qui sont cités par rapport à leur utilisation, mais les auteurs citent la partie 503 de la norme 40CFR sur la destination des boues d’épuration. Ils indiquent que cette norme comprend deux classes de boues : « *Class A biosolids must meet specific criteria to ensure they are safe to be used by the general public and for nurseries, gardens, and golf courses. Class B biosolids have lesser treatment requirements than Class A, and typically are used for application to agricultural land and daily cover in a landfill* »³⁴. Cependant, ils ne détaillent pas les paramètres pris en compte pour définir ces deux classes.

3.2.2.3.4. Le tout-à-l’égout, seul système étudié

À l’inverse des autres manuels, il n’y a pas de techniques de gestion des eaux usées autres que celle du TAE qui est décrite. Ces systèmes ne sont pas présentés non plus dans l’édition de 2003. Il a peut-être été fait le choix par les auteurs de se concentrer seulement sur les systèmes centralisés, le sujet des systèmes décentralisés étant traité dans un autre livre. On peut aussi imaginer que si ces systèmes ne sont pas présentés dans l’édition, c’est parce que les auteurs ne les envisageaient pas dans un contexte urbain. De même, la partie historique de l’évolution des systèmes de gestion des matières fécales n’est plus enseignée.

3.2.3 Une externalisation de la gestion du risque infectieux entérique

Dans le manuel Metcalf & Eddy de 1914, les conséquences sanitaires encore présentes des MIE poussaient les ingénieurs sanitaires à déterminer les voies de transmission de ces maladies. La Figure 3.6 montre que les connaissances concernant leur transmission étaient avancées et qu’une des voies de transmission connue était le rejet des eaux usées par l’égout et qu’une des barrières pour l’éviter était leur désinfection. Mais le manque de consensus scientifique pour déterminer les contextes dans lesquels le rejet des eaux usées induisait un risque de santé publique, ainsi que le coût économique de la mise en place d’un traitement désinfectant, a fait que celle-ci n’était pas mise en place. Par conséquent, les secteurs impactés par le rejet d’eaux usées contaminées devaient mettre en place de barrières pour se protéger du risque sanitaire. Les ingénieurs s’interrogeaient sur les secteurs exposés aux dangers dus au rejet des eaux usées. Ils recensèrent la conchyliculture, la baignade ainsi que l’approvisionnement en eau de boisson

³³ EDDY I.M.&, G. TCHOBANOGLIOUS, H.D. STENSEL, R. TSUCHIHASHI et F.L. BURTON, *Wastewater Engineering: Treatment and Resource Recovery*, 2013, p. 1620

³⁴ (Op.cit.), p. 1462

comme étant des secteurs exposés. Pour justifier la nécessité du TAE, les auteurs donnent une explication structurelle (défaillance des systèmes par fosses accentuée par le passage aux toilettes à eaux) puis ils apportent une explication conjoncturelle (choléra) pour Paris et Londres. Malgré une remise en question du système de gestion par l'égout, les conséquences sanitaires étaient considérées comme étant moins importantes que les systèmes d'assainissement précédents par voie sèche pour lesquels il était considéré que leur gestion devait être effectuée avec « discipline militaire ».

En 1935, l'accroissement de la population connectée au TAE et le choix économique fait de traiter les eaux usées par dilution ont entraîné un rejet plus important d'eaux usées contaminées dans les eaux de surfaces comparées à 1914. En l'absence de mise en place de mesures préventives pour limiter la contamination de l'environnement, les secteurs impactés ont dû s'adapter. L'éloignement des secteurs impactés n'étant pas suffisant, ceux-ci devaient mettre en place des traitements plus poussés (chloration de l'eau potable, traitement des coquillages). On observe une externalisation des conséquences sanitaires de la gestion des matières fécales par l'égout qui, au lieu d'être traitées par le secteur de l'assainissement, sont gérées par les secteurs impactés. Cette externalisation a conduit à un changement de paradigme dans la gestion du risque sanitaire, la transmission des maladies infectieuses dans la population n'étant plus vue comme étant due à la gestion des fèces par l'égout, mais comme résultant d'un manque de traitement des secteurs impactés (eau potable, conchyliculture, baignade). Comme l'écrit Melosi (2008): « *Leading sanitarians had been able to convince city leaders that typhoid fever and related diseases were preventable through a combination of filtration and treatment, and their eradication was a measure of water purity* ». Dans ce sens, l'absence de la Figure 3.6 compilant les voies de transmission de la typhoïde montre que le TAE n'est plus vu comme une cause de transmission des MIE. Dans le manuel de 1935, le sujet du risque sanitaire est moins abordé que dans l'édition précédente de 1914, dû au fait que les conséquences sanitaires des maladies infectieuses entériques étaient moins importantes, grâce aux barrières qui ont été mises en place pour éviter leur transmission (filtration et chloration de l'eau, éloignement des secteurs impactés, etc..). Le sujet du risque sanitaire est remplacé par celui de la protection de l'environnement.

Dans l'édition du manuel de 2013, l'analyse du risque sanitaire lié à la gestion des matières fécales par l'égout est incomplète. Malgré un approfondissement du danger sanitaire contenu dans les eaux usées, l'exposition consécutive à ce danger n'est pas traitée hors réutilisation des

boues d'épuration. Il n'est pas fait mention dans le livre de réglementation nationale contenant un paramètre microbiologique, mais il est possible que le traitement par désinfection des eaux usées traitée soit largement déployé aux États-Unis. En l'absence de données trouvées, nous ne pouvons que le supposer.

Il semblerait que la mise en place de barrières par les secteurs impactés par cette gestion ait été efficace. Cette externalisation de la gestion du risque sanitaire a permis de diminuer la mortalité consécutive au rejet des eaux usées. Cette diminution des conséquences sanitaires a conduit au fait que ce sujet ne soit plus traité par les manuels d'assainissement. Le risque sanitaire consécutif au rejet des eaux usées n'est plus traité, il est probablement considéré comme suffisamment géré.

Il est intéressant de lire qu'au début de l'édition de 2013, soit près de 100 ans après la publication du premier Metcalf & Eddy, les auteurs faisaient le constat que, malgré les perfectionnements du système de gestion par l'égout des matières fécales, les risques sanitaires consécutifs à cette gestion n'étaient pas maîtrisés par l'assainissement : « *From about 1900 to the early 1970s, treatment objectives were concerned primarily with (1) the removal of colloidal, suspended, and floatable material, (2) the treatment of biodegradable organics, and (3) the elimination of pathogenic organisms. Unfortunately, these objectives were not uniformly met* » Wastewater Engineering Treatment and Resource Recovery (2013), 5ème ed, p. 5. Mais ensuite, dans le manuel, le sujet du risque sanitaire de cette gestion n'est pas traité. Malgré la reconnaissance par les auteurs de l'échec du tout-à-l'égout pour atteindre les objectifs fixés, au moins en termes d'élimination des pathogènes, ce système d'assainissement n'est plus remis en question au moment de la publication du manuel, signe notamment, de l'incapacité à imaginer un autre système.

Comme nous avons pu le constater, le sujet du risque sanitaire associé à la gestion des matières fécales par le TAE a été de moins en moins traité au fur et à mesure de la publication des éditions. La Figure 3.10 permet d'observer la corrélation entre la mortalité associée à la typhoïde et le nombre de pages traitant du risque sanitaire dans les différentes éditions du manuel Metcalf & Eddy. Comme l'écrivent les auteurs au début du manuel en 1935, les considérations sanitaires de la gestion des matières fécales ont été influencées par l'opinion publique : « *American practice in sewage treatment has been determined by public opinion and the development of science. Considerations of the public health had some influence in the*

earlier periods, but in later times public comfort has come to be the more potent incentive, except where protection of municipal water supplies has been paramount. »³⁵. La diminution des conséquences sanitaires consécutives à la gestion des matières fécales par l'égout grâce aux mesures curatives mises en place dans la première moitié du XX^e siècle (traitements de potabilisation, interdiction de pêche et définition de zones de baignade) a mené à un désintéret

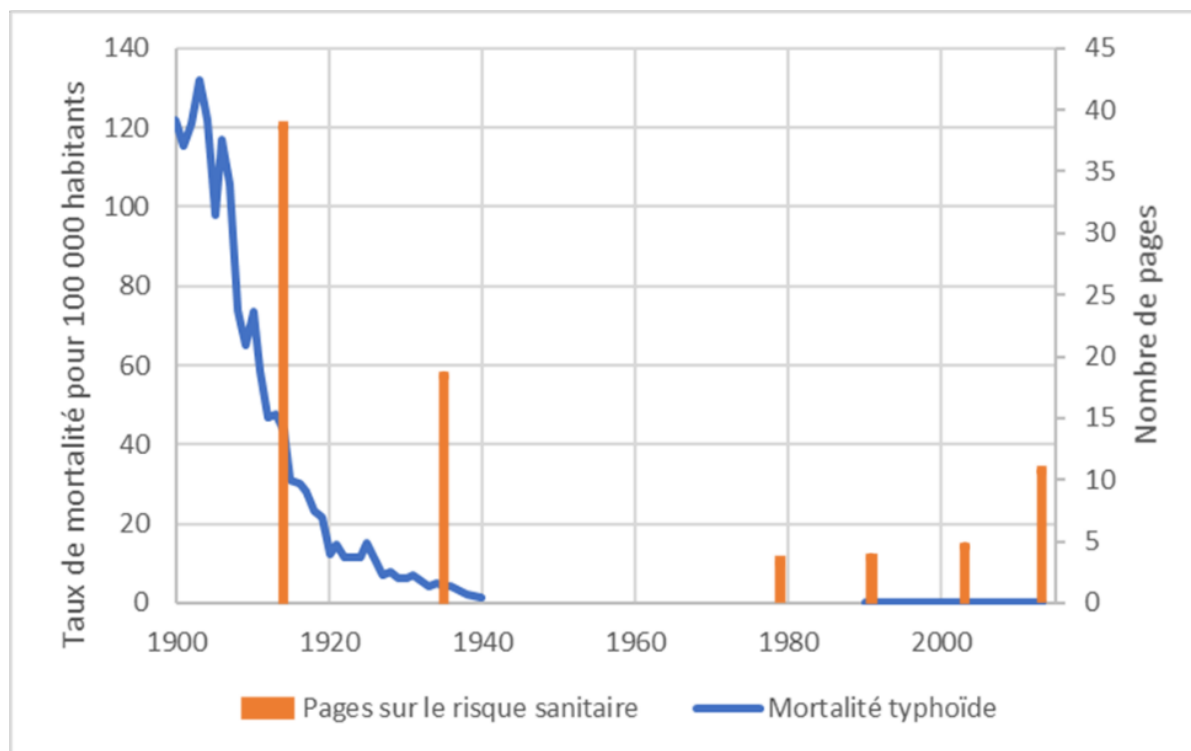


Figure 3.10 : Taux de mortalité due à la typhoïde 1900-2015 pour 100 000 hab, Source : basé sur les données annuelles des Mortality Statistics et Vital Statistics of the United States publiées par l'U.S. Census Bureau pour la période 1900-1940, et sur les données de l'IHME pour la période 1990-2015

des ingénieurs spécialisés dans l'assainissement pour le risque sanitaire. Au moment de la publication du manuel de 2013, malgré le fait reconnu par les ingénieurs du tout-à-l'égout que les objectifs fixés sur le plan sanitaire et environnemental n'aient pas été atteints, la salubrité du TAE n'est plus remise en question.

Concernant l'extrapolation au cas français, nous pouvons considérer que les connaissances sur le risque sanitaire associé aux eaux usées qu'avaient les ingénieurs américains étaient proches de celles possédées par les ingénieurs français, notamment parce que de nombreux exemples européens sont utilisés dans les manuels Metcalf & Eddy, principalement dans la première et troisième édition. Cependant, un point qui peut différer est l'étendue du pays et sa densité de

³⁵ METCALF L. et H.P. EDDY, *American sewerage practice*, 1935, p1

population. Comme l'écrivent les auteurs dans la première édition du manuel en 1914 : « *The disposal of sewage in the United States did not receive so much attention in 30 years as in England, nor does it yet, because the extent of the nuisance caused by its discharge into water was not so marked and because of the great area of land.* »³⁶. Mais le travail reste à faire pour les ingénieurs français.

Plusieurs auteurs français ont traité le sujet de l'assainissement sur cette période notamment :

- Bechmann Georges, dans *Salubrité urbaine. Distributions d'eau et d'assainissement* (1898-1899) et dans ses cours d'hydraulique urbaine (1893-1894) ;
- Pierre Koch, dans *l'assainissement des agglomérations* (1935-1937) et dans *l'alimentation en eau des agglomérations* (1960-1969) ;
- Degrémont, dans les *mémentos sur les techniques de l'eau* (1950 à 2005).

Malgré le fait que ces manuels puissent présenter des différences dans l'approche de la gestion des matières fécales et des eaux usées par l'égout par rapport à la continuité des Metclaf des Eddy, leur étude pourrait apporter un éclairage sur la manière dont a été abordé le risque sanitaire par les ingénieurs français au cours du XX^e siècle. Ce travail a déjà été en partie réalisé, notamment par Barles (Barles, 1999, 2011), mais, à l'aune du travail réalisé sur les manuels Metclaf & Eddy, ce sujet pourrait être approfondi, notamment en étudiant les conséquences sanitaires du TAE à l'échelle du territoire.

³⁶ METCALF L. et H.P. EDDY, *American sewerage practice*, 1914, p.30.

3.3. Conclusion de la troisième partie

« Deux éléments sont indispensables à la genèse d'une maladie transmissible : la graine et le terrain. Alors même que le terrain est favorable à l'éclosion de cette maladie, elle n'éclora pas si le germe n'est pas introduit dans le terrain ; lors même que le germe est introduit dans le terrain, il restera stérile si le terrain est réfractaire à l'éclosion de cette maladie. » « Le dernier mot de l'hygiène publique est, non pas désinfection, mais salubrité » (Monod, 1904).

La mortalité associée aux MIE était très forte dans la première moitié du XIX^e siècle dans les pays qui sont aujourd'hui largement équipés d'égout et ce n'est qu'entre la seconde moitié du XIX^e et le milieu du XX^e siècle, que ces pays ont connu une forte baisse de leur mortalité. La connexion à l'eau des immeubles et leur raccordement au tout-à-l'égout ont été largement mis en avant pour expliquer la diminution des maladies infectieuses entériques dans ces pays.

Les données empiriques ne mettent pas en cause le caractère bénéfique du TAE, mais ne permettent pas de mesurer de façon précise sa contribution spécifique à l'amélioration de la santé publique des villes. L'absence de preuve de l'effet du TAE sur la santé publique est principalement dû à la difficulté de mesurer spécifiquement son effet, d'autres facteurs ayant également contribué à la transition épidémiologique.

La gestion du RIE par le TAE était un sujet de débat au début du XIX^e siècle du fait des conséquences sanitaires que cette gestion induisait. L'externalisation de la gestion du risque vers les secteurs impactés ont permis de diminuer les conséquences liées au TAE amenant, au début du XXI^e siècle à ce que ce sujet ne soit plus traité dans les manuels d'ingénieurs. À travers les éditions successives de Metcalf & Eddy, on voit que, petit à petit, le TAE est devenu la seule façon d'envisager la question de l'assainissement des eaux usées en territoires urbains.

4. Protéger l'environnement et les communautés dans la gestion des matières fécales

Comme nous avons pu le voir dans la partie précédente, les enjeux sanitaires ont marqué l'évolution et le développement des grands réseaux structurants d'adduction et d'évacuation d'eau en ville. Dans un idéal « hygiénistes », le système du TAE s'est largement déployé en France et dans les pays du nord au cours du XX^e siècle. Bien que les preuves du TAE sur la contribution à la santé publique n'aient pas été démontrées, la mortalité associée aux MIE dans les pays largement équipés d'égout est faible et l'incidence des MIE est majoritairement liée à un manque d'hygiène après le passage aux toilettes. Cependant, ce système présente une empreinte environnementale et un coût économique de fonctionnement important.

D'autres filières de gestion sont en cours d'expérimentation et permettent de pallier en partie ces insuffisances. Ces filières se basent sur une séparation plus ou moins complète des flux produits au niveau de l'habitation pour permettre leur gestion autrement que par l'égout afin de faciliter la réutilisation des ressources qu'ils contiennent (eau, azote, phosphore, carbone). Ces systèmes qui étaient confinés aux sphères rurales à une échelle individuelle émergent depuis 2010 dans les environnements urbains, en France et également en Suisse, que ce soit dans les maisons individuelles ou dans les habitats collectifs (Joveniaux et al., 2022). Dans cette étude, nous nous intéressons aux filières de séparation des matières fécales seulement.

L'installation de filière de gestion des matières fécales par séparation à la source en milieu urbain, questionne les risques sanitaires liés à ces matières. En France, une étude s'est intéressée sur les risques sanitaires associés aux toilettes sèches mobiles (Brun et al., 2017) et une autre a porté sur le risque sanitaire associé au traitement des matières issues de toilettes sèches familiales (Brun et al., 2014). À l'échelle mondiale, aucune étude ne s'est intéressée à analyser les risques sanitaires d'une filière complète de gestion des matières fécales, de l'interface utilisateur, la toilette, jusqu'à sa valorisation finale dans les pays qui sont largement équipés d'égout.

Dans un premier chapitre, nous présenterons les filières de séparation à la source, leur diversité et la méthodologie que nous avons utilisée pour choisir d'analyser certaines d'entre-elles spécifiquement (chapitre 4.1).

Dans le deuxième chapitre, nous passons en revue les méthodologies d'analyses du risque sanitaire existantes et nous présentons la méthodologie que nous avons mise en place pour analyser le risque infectieux entérique (RIE) des différentes filières de gestion des matières fécales identifiées (chapitre 4.2).

Dans un troisième chapitre, nous présenterons et discuterons les résultats issus de l'analyse du RIE des filières étudiées (chapitre 4.3).

Cette recherche est basée sur des enquêtes effectuées auprès des communautés d'acteurs qui travaillent sur le sujet des systèmes alternatifs de gestion des matières fécales. Une grande partie de ces acteurs sont regroupés au sein du Réseau d'Assainissement Écologique (RAE), association ayant pour objectif la promotion de l'assainissement écologique. Chaque année a lieu les « Rencontres interprofessionnelles de l'assainissement écologique », aussi appelé « intestinales » auxquelles nous avons participé lors des quatre dernières éditions (2019, 2021, 2022 et 2023). Cela nous a permis d'échanger avec les différentes parties prenantes liées à des initiatives de séparation à la source des matières fécales en milieu urbain appartenant à des typologies d'acteurs différents du réseau tels que des enseignants et chercheurs, des installateurs de toilettes sèches, des bureaux d'études et d'installation de systèmes d'assainissement, des usagers, etc. et qui sont présents dans plusieurs pays (France, Suisse, Allemagne, Belgique, Espagne). Cette recherche s'est également appuyée sur des voyages d'études (dix au total), en France et en Suisse, pendant lesquels nous avons pu visiter différentes installations de séparation à la source des excréta (Figure 4.1). Nous avons également participé à l'entretien des toilettes sèches sur plusieurs événements (festivals, mariages). Cette démarche de recherche-action a été complétée par des interventions et le montage d'une animation de sensibilisation sur les enjeux sanitaires de la gestion des matières fécales.



Figure 4.1 : Voyages d'études réalisés (en bleu) et terrains d'enquête analysés (en orange), les points bleus représentent les chefs-lieux des grandes régions.

4.1. Les filières par séparation à la source

Ce premier chapitre permet de définir les filières analysées pour répondre à la problématique de la thèse. Nous présenterons dans une première section la diversité des filières de gestion par séparation des matières fécales (section 4.1.1). Dans une deuxième section, nous présenterons les filières que nous avons choisi d'analyser (section 4.1.2).

4.1.1 Une diversité de systèmes

Nous définissons les filières de séparation à la source comme étant les filières de gestion des différents effluents produits au sein de l'habitation (eaux ménagères, urines, matières fécales et eaux pluviales) autres que par le TAE. On peut distinguer les filières en fonction du niveau de séparation des flux de matières fécales avec les autres flux produits au niveau de l'habitat. Le premier cas est celui TAE dans lequel tous les flux sont gérés de manière conjointe (Figure 4.2). Le cas n°2 est la séparation des eaux pluviales du reste des eaux usées, dans un réseau dit séparatif. Le cas n°3 est une séparation des excréments (urines et matières fécales) des eaux ménagères et des eaux pluviales. Dans le cas où les excréments sont transportées par une chasse d'eau, le mélange est nommé « eaux noires ». Enfin, le dernier cas regroupe les filières séparant les urines ou matières fécales des autres flux. Dans le cas où les matières fécales sont transportées par une chasse d'eau, le mélange est nommé « eaux brunes ». Hormis dans les cas n°1 et n°2, ces systèmes peuvent fonctionner de manière sèche ou humide.

Chaque flux séparé nécessite une filière de gestion adaptée au volume et à la composition physico-chimique du flux géré. Plus les matières fécales sont gérées de manière conjointe avec d'autres flux, plus les matières sont diluées. Dans ce cas cela aura pour effet d'augmenter le volume de matières géré par la filière. Comme nous l'avons défini dans la partie 2 du manuscrit, nous nous intéressons au RIE dans les filières de gestion des matières fécales. Les risques sanitaires associés aux voies de transmission hors de ces filières ne seront pas étudiés.

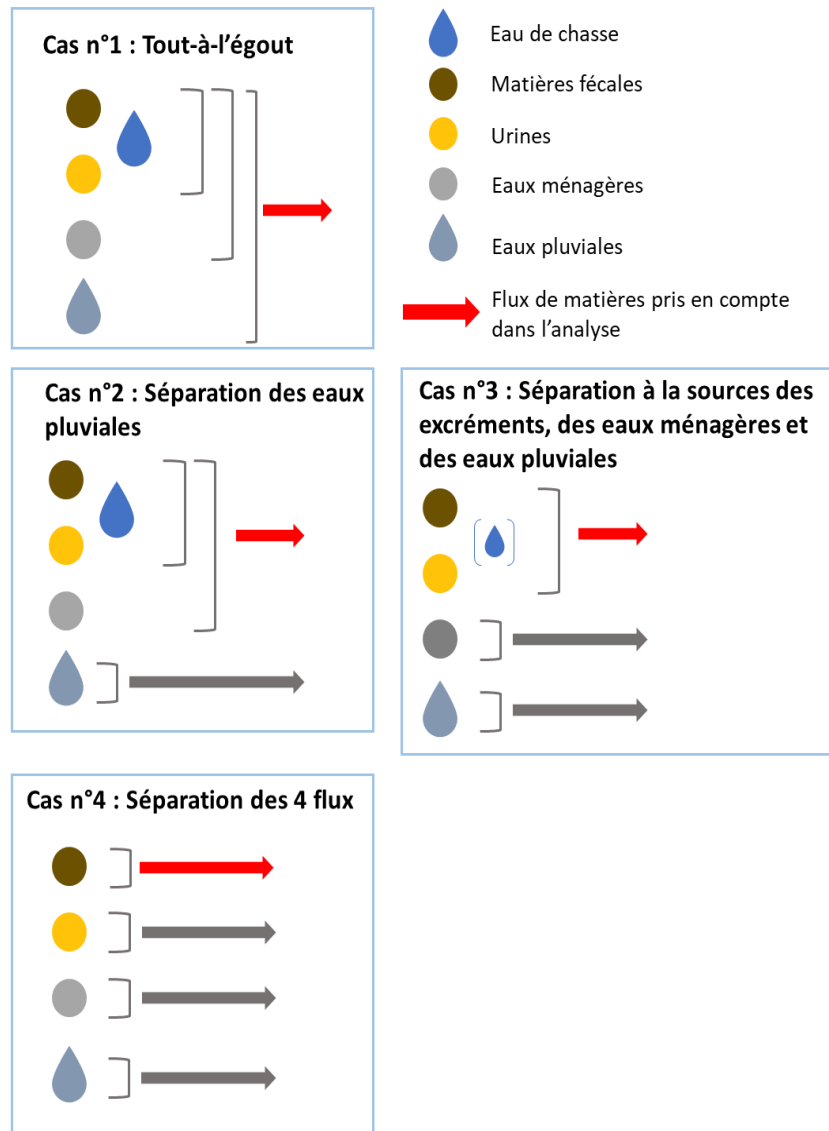


Figure 4.2 : Flux de matières pris en compte dans l'analyse

L'objectif de cette étude est de comparer les risques sanitaires associés au TAE avec des filières de séparation à la source dans la gestion des matières fécales humaines. Comme détaillé dans la Figure 4.2, la filière de gestion des matières fécales par le TAE gère les matières fécales de manière conjointe avec plusieurs flux d'eaux usées produites au niveau de l'habitat. Dans le cas des filières de séparation à la source, ces flux sont gérés de manière plus ou moins séparée. Nous avons défini 3 cas de séparation à la source de flux. Un cas où les eaux pluviales sont séparées des autres flux (cas n°2), un deuxième cas où ce sont également les eaux ménagères qui sont séparées (cas n°3) et un dernier cas dans lequel les matières fécales sont gérées de manière séparée (cas n°4). Dans l'analyse, nous prenons en compte seulement les flux de matières contaminés par le flux de matières fécales (flux indiqué par une flèche rouge dans la Figure 4.2). Dans le cas où tous les flux sont séparés, nous analyserons le risque sanitaire de la filière de gestion des matières fécales seulement. Dans le cas où le flux de matière fécale est

géré de manière conjointe avec d'autres flux, tels que les eaux ménagères par exemple, l'analyse spécifique du risque sanitaire des matières fécales n'étant pas possible, c'est le risque sanitaire des deux flux (matières fécales et eaux ménagères) qui sera analysé. Les filières de séparation à la source des urines ne sont pas traitées dans notre analyse.

Comme vu dans la sous-section 2.1.1.1, la majorité de la contamination en organismes potentiellement pathogènes (OPP) entériques se trouve dans les matières fécales, mais une quantité non négligeable d'OPP entérique est également présente dans les eaux ménagères. La non-prise en compte du RIE associé à la gestion des eaux ménagères dans le cas n°3 produira à un biais dans la comparaison avec les autres cas.

Les filières de séparation à la source possèdent une grande variabilité, à la fois dans les dispositifs utilisés (outils, technologies, traitements) et également dans les parties opérationnelles (tâches effectuées)(Tilley et al., 2014). Ces dispositifs peuvent influencer la gestion du RIE de la filière. Nous proposons ici d'en présenter la diversité en utilisant la chaîne de gestion de Tilley décrite dans la sous-section 2.1.1.2.

4.1.1.1. Interfaces utilisateurs :

Pour la gestion des matières fécales, on distingue plusieurs interfaces utilisateurs que l'on peut diviser en deux groupes : les toilettes sèches et les toilettes à eau.

Les toilettes sèches peuvent être utilisées avec ou sans l'ajout de matière carbonée. La matière carbonée permet d'absorber une partie de l'humidité, de recouvrir les matières afin qu'elles ne soient pas accessibles par les insectes. Les toilettes sèches ne possédant pas de siphon, elles peuvent être assujetties à la remontée d'odeurs et d'insectes dans la pièce contenant la toilette. Il existe plusieurs modèles de toilettes sèches que l'on peut diviser en trois sous-groupes (Koanda et al., 2015) (Figure 4.3) :

- le modèle compact où le traitement a lieu directement au niveau de la toilette, que ce soit par congélation, incinération ou compostage ;
- le modèle continu avec une canalisation qui relie la toilette au stockage. Le dispositif de collecte des matières fécales est par principe de grande capacité, pour permettre des vidanges qui peuvent varier de quelques mois à plus d'une année ;

- le modèle discontinu dans lequel le dispositif de collecte des matières fécales est séparable avec le siège. Le dispositif de collecte est généralement de petit volume, et doit être vidangé fréquemment, entre une fois tous les 2 à 3 jours à une fois par semaine ou une fois par mois, en fonction du modèle et du nombre d'utilisateurs.

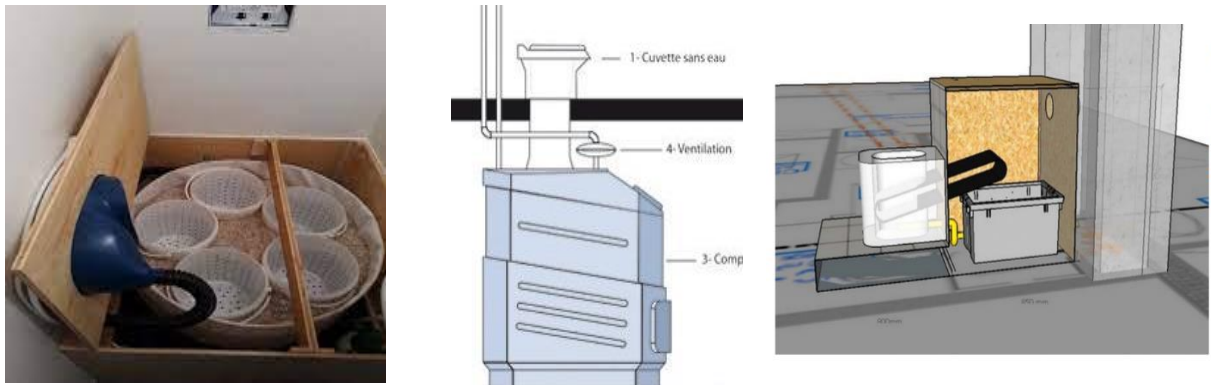


Figure 4.3 : Exemples de dispositifs utilisés pour la gestion des matières fécales de manière sèche. De gauche à droite : système compact (cacarousel), continu (type Clivus Multrum ®) et dissocié

Les toilettes à eau fonctionnent avec un volume d'eau servant de transporteur. Les toilettes à eau peuvent être à chasse ou sous-vide. Le volume d'eau utilisé varie en fonction de la toilette, entre 6 et 9L en France (Eme et Boutin, 2015) pour des toilettes à chasse et de 0.5 à 2L pour des toilettes sous vide (Larsen et al., 2013). Si un système sous vide permet l'économie d'eau au niveau de la chasse, il nécessite aussi plus d'énergie. Le siphon d'eau permet d'empêcher la remontée d'odeurs ou d'insectes depuis la canalisation.

4.1.1.2. Transport

Le transport correspond au déplacement des matières issues de la toilette (matières fécales, urines, papier WC, eau de chasse), de la collecte jusqu'au traitement. Les matières fécales étant solides, leur transport est limité dans le cas de l'utilisation de toilettes sèches. Il peut se faire de manière gravitairement, mécaniquement à l'aide d'un tapis ou manuellement :

- gravitairement : si le transport est gravitaire alors la zone de collecte des matières est située en dessous de la toilette, les canalisations reliant les toilettes aux composteurs doivent être parfaitement verticales (sans coude), ce qui interdit la superposition de cuvettes de toilette entre deux étages ;
- mécaniquement : l'utilisation d'un tapis permet de décaler la zone de stockage à l'arrière de la toilette et de relier plusieurs toilettes à une même canalisation ;
- manuellement : c'est le modèle discontinu cité au-dessus, il permet de placer le traitement des matières indépendamment de l'interface utilisateur.

Le modèle de toilettes sèches compactes permet d'éviter le transport de matières de l'interface utilisateur jusqu'au traitement étant donné que celui-ci est situé directement dans la toilette.

Dans le cas d'une toilette à eau, l'utilisation d'un volume d'eau pour transporter ces matières permet l'installation de canalisations avec des coudes et des inclinaisons diverses proches de l'horizontale. Elle permet également l'utilisation de pompes de relevage pour transporter les matières sur de longues distances et donc de placer le traitement à distance des zones habitées.

4.1.1.3. La séparation

Hormis dans le cas de l'application d'un traitement thermique, il y a toujours une séparation entre les matières liquides et les matières solides. Cette séparation peut survenir à plusieurs endroits de la filière :

- au moment de l'excrétion du corps, au niveau de l'interface utilisateur en utilisant une toilette à séparation ;

- pendant le transport, dans le cas de l'utilisation d'une toilette à chasse d'eau. C'est l'exemple de l'Aquatronc. Ce dispositif se raccorde à la canalisation d'évacuation de chasse issue de la toilette. Grâce à la tension de surface des liquides, ceux-ci adhèrent à la paroi du séparateur alors que les matières fécales tombent verticalement (Figure 4.4) ;

- pendant le traitement, par filtration, les matières solides sont alors retenues par le filtre. Si les urines et matières fécales sont vidangées dans un composteur, c'est le compost qui joue le rôle de filtre. Les urines étant alors soit infiltrées dans le sol si le composteur n'est pas étanche ou dirigées vers une filière de traitement spécifique. Un autre moyen de séparer les matières solides des liquides est celui employé dans le STEU, par sédimentation, les matières solides plus lourdes tombant dans le fond du bassin de clarification.

Plus les matières fécales sont gérées de manière conjointe avec les autres flux produits au niveau du foyer, plus celles-ci seront diluées et plus il est compliqué de les séparer. Une fois séparées, les matières peuvent être traitées.

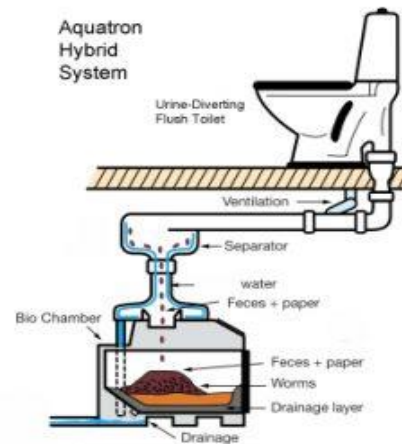


Figure 4.4 : Toilette à séparation et Aquatronc®

4.1.1.4. Traitement

Harder définit le traitement comme étant un de transformation appliquée à une matière pour la transformer en un ou plusieurs produits de manière à réduire le risque sanitaire et environnemental et à valoriser les nutriments (Harder et al., 2019). Plusieurs traitements peuvent être réalisés de manière successive, le produit sortant de l'un des traitements devenant le produit entrant du suivant.

Concernant les matières solides, nous avons réalisé un inventaire des traitements applicables aux matières fécales, mais celui-ci n'étant pas assez abouti au terme de ce travail de recherche, nous ne l'avons pas inséré dans le manuscrit. À minima, il nous est possible d'apporter un exemple de ce qu'il n'est pas possible de faire (Eren et al., 2019).

Nous allons seulement détailler ici les risques sanitaires qui sont associés au traitement par compostage qui est le seul procédé que nous avons vu utilisé dans les filières par séparation à la source que nous avons visitées. Le compostage est un processus de dégradation microbologique de la matière organique en un produit stable de type humus. Le processus de compostage est exothermique, c'est-à-dire qu'il dégage de la chaleur et c'est cette chaleur qui est utilisée pour hygiéniser les matières fécales et permettre l'utilisation du compost à des fins

agricoles. Les résultats des études de compostage (Niwagaba et al., 2009a, 2009b) suggèrent que la salubrité est atteinte pour les composts maintenus à 50°C pendant 2 semaines. La montée en température dépend du volume de matière, des conditions d'oxygénation, d'humidité et également de la composition des matières introduites (fèces, matières organiques issues de la cuisine, sciure, cendre, chaux etc.) (Niwagaba et al., 2009b) et il existe un gradient allant du centre du compost, là où la température est la plus forte jusqu'à l'extérieur de celui-ci (Finger et al., 1976). L'OMS indique qu'un temps de compostage de deux ans permet de garantir l'hygiénisation et l'utilisation sans risque des composts issus de matières fécales (OMS, 2012).

4.1.2 Choix des terrains d'enquête

4.1.2.1. Choix du contexte d'installation et des filières analysées

Nous avons choisi de nous intéresser au système présent dans les milieux densément peuplés, car, à la différence des systèmes individuels situés dans des zones rurales où les habitations sont éloignées les unes des autres, les personnes ne sont pas seulement exposées aux fèces de leur propre foyer, mais aussi à celles de nombreux autres foyers, ce qui augmente la probabilité d'exposition aux micro-organismes pathogènes. Plus spécifiquement, nous avons choisi d'étudier les systèmes déployés dans des habitats collectifs, le partage des locaux (couloirs, espaces extérieurs, etc.) induisant des risques sanitaires plus importants. Concernant le terrain d'enquête, nous avons choisi des filières qui sont présentes sur le territoire français ou proche.

Parmi les filières, nous avons sélectionné celles qui :

- gèrent de manière commune les matières issues de plusieurs foyers, en partant du principe que plus il y a de matières collectées de différentes personnes, plus le risque que les matières soient contaminées est grand ;
- prônent la valorisation des matières ;
- sont des filières pérennes, c'est-à-dire hors expérimentation et qui sont toujours en fonctionnement ;
- utilisent des dispositifs variés, que ce soit dans le type de toilette utilisé, la localisation des maillons de la chaîne ou encore du traitement appliqué.

4.1.2.2. Identification des terrains d'enquêtes potentiels

Pour l'identification des terrains d'enquête potentiels, nous nous sommes basés sur les échanges que nous avons eu avec les membres du RAE, les chercheurs du programme OCAPAPI travaillant sur l'émergence de systèmes de gestion des excréments en contexte urbain ainsi que sur la carte réalisée par Joveniaux (2023) dans laquelle sont répertoriés les systèmes de séparation à la source installés en milieu urbain et en habitat collectif présents en France et en Suisse romande.

Au total 4 filières ont été enquêtées. La première est celle de Cressy. Elle est située à Genève dans un habitat composé de 13 logements. La filière est basée sur un modèle continu de toilettes sèches à séparation qui sont raccordées à un composteur situé en sous-sol du bâtiment. Les matières sont ensuite évacuées vers un composteur extérieur.

La deuxième filière est celle d'Au Clair du Quartier. Celle-ci est située à Grenoble dans un bâtiment composé de 5 logements. La filière est basée sur un modèle discontinu de toilettes sèches à séparation dans lesquelles les matières sont collectées dans un seau. Les seaux sont ensuite vidés manuellement dans un composteur situé à l'extérieur du bâtiment dans un espace privé.

La troisième filière est celle de L'Ôôberge installée à Dol-de-Bretagne dans un habitat composé de 23 logements. La filière est basée sur un modèle semi-discontinu de toilettes sèches à séparation avec tapis. Un prestataire récupère les matières pour les traiter hors site par compostage.

Enfin, la dernière filière est celle de Soubeyran située à Genève dans un habitat de 38 logements équipés de toilettes à eau. Les eaux noires, issues de la chasse d'eau, sont traitées sur site par lombricompostage. Les matières solides sont évacuées vers un composteur et les matières liquides sont évacuées dans le réseau d'eau pluviale.

Ces filières ne représentent pas toute la diversité des filières par séparation à la source existantes. Entre autres, nous aurions souhaité étudier d'autres dispositifs de gestion ou de traitement des matières. Par exemple, un dispositif que nous aurions souhaité étudier est celui de l'Aquatronc qui fonctionne avec des toilettes à chasse d'eau et qui permet la séparation et des matières solides après l'interface utilisateur, les liquides étant dirigés vers l'égout, les acheminant vers la station de traitement, ou sur un dispositif de traitement des liquides (Figure

4.4). Les habitants de Soubeyran ont hésité à installer ce dispositif avant d'opter pour le lombricompostage. Ils avaient vérifié son efficacité sur un bâtiment de 5 étages en comparant la masse de matières fécales envoyée dans la canalisation et celle récupérée dans le dispositif. Ils ont conclu que le dispositif était efficace. Ce dispositif permet d'éviter les colmatages par rapport à l'utilisation d'un filtre pour séparer liquides et solides.

L'utilisation d'un modèle continu, dans lequel le dispositif de stockage des matières est connecté au dispositif utilisateur par une canalisation verticale est difficilement transposable à des immeubles composés de nombreux étages (>3) étant donné que chaque toilette possède sa colonne de chute. Ce modèle empêche la superposition de deux toilettes et accentue l'espace utilisé par le dispositif. Un moyen de remédier à ce problème est d'utiliser une toilette à tapis, dispositif utilisé dans la filière de L'Ôôberge, qui permet de décaler les matières vers l'arrière de la toilette. Le tapis pourrait être connecté à une colonne de chute située derrière la toilette, permettant la superposition de plusieurs toilettes (Figure 4.5). Ce dispositif aurait été intéressant à étudier, car il permet le transport des matières jusqu'au maillon traitement sans manipulation des matières.

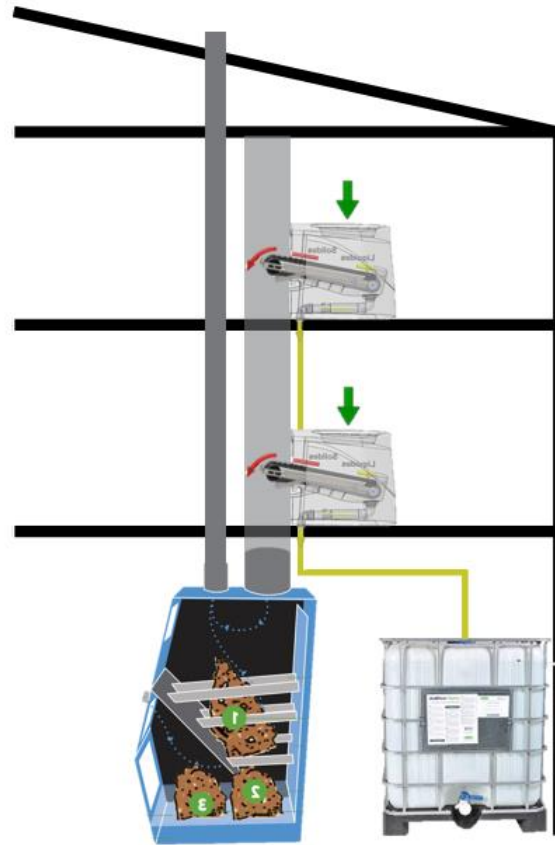


Figure 4.5 : Toilettes à tapis reliées à un composteur par une colonne de chute

En dernier lieu, nous aurions souhaité étudier un autre traitement que le compostage tel que la méthanisation des matières afin d'observer l'effet hygiénisant du traitement et l'efficacité de récupération d'énergie. À l'échelle d'un quartier, plusieurs projets de méthanisation ont été expérimentés, dans lesquels les logements utilisaient des toilettes à eau, par exemple (Bautista Angeli, 2019):

- le projet Flintenbreite situé à l'ouest de Lübeck en Allemagne, quartier de 117 logements équipés de toilettes sous vide afin de concentrer les matières ;
- les projets Bo01 et Fullriggaren situés dans le port occidental de Malmö, en Suède comprenant respectivement 1303 et 614 logements ;

Cette analyse ne représente pas toute la diversité des systèmes existants, mais représente une première comparaison des risques sanitaires associés aux filières par séparation à la source avec la filière du TAE.

Concernant la filière du TAE, nous nous sommes basés sur une enquête réalisée sur le système d'assainissement de Mouthe dans le Jura. Le nombre de personnes raccordé à la filière est

estimé à 2200 équivalents habitants ce qui est un peu moins que la moyenne française. La filière de gestion des matières fécales est en réseau séparatif, c'est-à-dire que les eaux pluviales ne sont pas raccordées à l'égout (Figure 4.2, cas n°2). Le traitement des eaux usées est un traitement par boues activées qui est le procédé de traitement le plus utilisé en France en nombre d'équivalent habitant traités (source portail de l'assainissement) et les matières solides sont envoyées sur une plateforme de compostage. Les filières qui sont uniquement en réseau séparatif concernent principalement les petites filières et souvent, les villes de tailles plus importantes sont en réseau unitaire ou mixtes, les centres urbains étant rarement en réseau séparatif. Plutôt que d'analyser deux cas de collecte par égout (réseau séparatif et réseau unitaire), nous avons choisi d'adapter notre cas d'étude (Mouthe) en un cas d'étude théorique « tout-à-l'égout unitaire ». Nous avons donc ajouté le fait que les eaux pluviales et les eaux usées sont collectées en réseau unitaire afin de prendre en compte les débordements du réseau pouvant survenir par temps de pluie. Hormis pour cet aspect de réseau unitaire, la description de la filière a été réalisée à partir d'un échange téléphonique avec un technicien de la filière.

4.1.2.3. Méthodologie d'enquête

L'objectif étant d'obtenir une description précise des filières, la méthodologie utilisée est celle de l'enquête qualitative par entretiens semi-directifs tant pour les dispositifs utilisés que pour les tâches effectuées le long de la filière.

Pour effectuer l'analyse de risque, nous avons besoin d'obtenir les informations nécessaires pour décrire les descripteurs d'exposition associés aux tâches effectuées (risques directs) ainsi que les aléas associés aux dispositifs utilisés (risques indirects) pouvant survenir dans la filière.

À cette fin, nous sommes allés sur place pour visiter les filières et avoir des entretiens semi-directifs avec les gestionnaires, personnes qui effectuent des tâches au sein de la filière, et les utilisateurs de la filière. Quand cela était possible, nous avons participé aux tâches pour observer la pratique réelle du gestionnaire. Certaines d'entre-elles sont réalisées à une fréquence annuelle ou pluriannuelle, ce qui ne nous ont pas permis d'y participer. Dans le cas de la filière de gestion des matières fécales par l'égout, nous n'avons participé à aucune des tâches. Dans ce cas, la description des tâches est basée seulement sur l'entretien effectué avec le gestionnaire. Elle est donc décrite avec moins de précision qu'une tâche à laquelle nous avons pu participer.

Au sein d'une filière, il peut y avoir plusieurs gestionnaires. Par exemple, dans le cas de la filière de Cressy, il y a une commission composée de plusieurs membres habitant dans l'immeuble qui est en charge de vérifier le bon déroulement du compostage et de prévenir les foyers du taux de remplissage de leur composteur. Ensuite, chaque foyer est en charge de vidanger son composteur. Pour chaque filière, il y a autant de pratiques différentes qu'il y a de gestionnaires. Nous n'avons pas pu questionner chaque gestionnaire pour connaître leur pratique, et dans les filières où il y avait plusieurs gestionnaires, la pratique analysée correspond à un seul d'entre eux.

Cependant, si la manière de réaliser les tâches peut différer entre les gestionnaires, le dispositif reste le même. Dans la méthodologie d'analyse du risque, c'est le dispositif impliqué qui influence le plus les descripteurs de risque, étant donné qu'il influence la fréquence des tâches à réaliser, le danger de la matière impliquée ou encore le procédé de travail. Les différences entre gestionnaire vont principalement concerner l'attitude, telles que le lavage des mains, le port de gants, ou l'attention portée au nettoyage des équipements. Seul le dernier point a été pris en compte dans l'analyse. Nous pouvons donc considérer que le gestionnaire a peu d'influence sur le risque sanitaire associé à la filière.

Finalement, cette étude ne représente qu'une partie des dispositifs et des pratiques existantes, mais elle permet tout de même d'améliorer la connaissance sur les risques sanitaires associés aux filières par séparation à la source des matières fécales.

L'enquête a été menée sur la période 2021-2023

4.2. Les méthodes d'analyses

Ce deuxième chapitre se concentre sur la méthodologie mise en place pour analyser le risque sanitaire des filières de gestion des matières fécales. Nous présentons les méthodologies existantes et celles que nous avons retenues dans la première section (4.2.1). Dans une deuxième section, nous divisons l'analyse en plusieurs types de risques (4.2.2) et nous présentons la méthodologie pour les calculer dans la dernière section (4.2.3).

4.2.1 Les méthodes existantes

4.2.1.1 L'analyse qualitative et l'analyse quantitative

L'évaluation du risque peut se faire suivant deux modalités : l'évaluation qualitative et l'évaluation quantitative. L'évaluation qualitative des risques repose sur l'analyse du travail effectué et des conditions d'exploitation (Burzoni, 2021). Le but de l'analyse qualitative est de déterminer si un dispositif ou une tâche présente un risque en se basant sur la probabilité d'apparition de l'aléa, ou événement dangereux, et sur la gravité de la situation en fonction des effets potentiels sur les personnes exposées. L'évaluation quantitative est complémentaire à l'évaluation qualitative. Son objectif est d'évaluer les niveaux d'exposition dans l'environnement de travail, en réalisant des mesures de concentrations des organismes.

L'analyse quantitative du risque microbien (QMRA) nécessite de connaître des données d'occurrence dans la population, de concentration à des points donnés, des données épidémiologiques dose-réponse d'OPP en fonction des voies d'exposition qu'elle compare ensuite avec des valeurs limites d'exposition. Un des points limitants de cette technique d'analyse est le manque de données disponibles (Mills et al. 2018). La présence de ces organismes dans les fèces est dépendante des variations saisonnières avec des pics en période épidémique en fonction des OPP recherchés (par exemple, les épidémies dues aux norovirus sont principalement présentes l'hiver (sous-section 2.2.2.2)). L'utilisation d'indicateurs de contamination qui sont naturellement présents dans les matières fécales permet de compenser le caractère occasionnel des OPP. Parmi l'ensemble des micro-organismes composant la flore intestinale, *Escherichia coli* (*E.coli*) est aujourd'hui considéré d'après l'OMS comme l'indicateur le plus précis pour estimer la pollution fécale de l'environnement (Lin et Ganesh, 2013). Cependant, une des limites à l'utilisation des indicateurs de contamination est l'incohérence des relations entre leur présence, les pathogènes entériques et les risques pour la

santé (Fewtrell et Kay, 2015). De plus, la QMRA nécessite de connaître au préalable quelles sont les expositions potentielles et où elles ont lieu. Par ailleurs, les analyses nécessaires pour obtenir un résultat statistiquement valable de ces indicateurs représentent un coût qui ne pouvait être assumé par le projet.

C'est pourquoi nous nous sommes intéressés aux analyses qualitatives. L'analyse qualitative permet d'identifier les dispositifs menant à un risque biologique sans avoir recours à des mesures quantitatives de l'exposition. Dans leur article, Mills et al. (2018) ont réalisé une bibliographie des outils et approches existants pour estimer les flux de pathogènes et les risques sanitaires de système de gestion des matières fécales. Parmi celles-ci, nous nous sommes intéressés à celles qui se basaient sur l'analyse de risque qualitative (Tableau 4.1).

Tableau 4.1 : Descriptions et limites des outils et méthodes d'analyse de risque existant.

Source : d'après Mills et al. (2018)

Approche	Description	Limites
Guide de l'OMS sur l'assainissement et la santé (2019)	Directives dont le but est de promouvoir des pratiques de gestion des matières fécales sûres pour protéger la santé. Présente une synthèse de l'état des données disponibles concernant les liens entre le système de gestion des matières fécales et la santé et formule des recommandations à mettre en place pour éviter la contamination de l'environnement.	Ne représente pas une méthode d'analyse des risques
Microbial Exposure and Health Assessments in Sanitation Technologies and Systems (2011)	Évalue les risques sanitaires de chaque technologie du Compendium de l'EAWAG	Se concentre sur les technologies individuelles plutôt que sur le risque combiné d'un système Ne représente pas une méthode d'analyse des risques
Sanipath (2017)	Évalue l'exposition à la contamination fécale dans les quartiers urbains sur la base de questionnaires, d'enquêtes de terrain et d'échantillons de microbiologie environnementale	Nécessite des compétences préalables dans l'analyse de risque pour déterminer les points d'exposition Ne se base pas sur l'étude de système de gestion des matières fécales, mais sur des voies d'exposition potentielles dans l'environnement
Sanitation Safety Planning (SSP) (2022)	Méthode d'analyse développée par l'OMS basée sur un guide des étapes à réaliser pour identifier les risques et les mesurer le long de la chaîne de gestion. Utilise la cartographie du système de gestion des matières fécales et le diagramme des flux. La méthode se base sur la probabilité d'apparition de l'aléa et sur la gravité de la situation en fonction des effets potentiels sur les personnes exposées, pour créer une matrice de risque et obtenir une analyse semi-quantitative.	Nécessite des compétences préalables dans l'analyse de risque pour déterminer les points d'exposition

Parmi les méthodes recensées, nous avons retenu celle du Sanitation Safety Planning (SSP) (OMS, 2022b). C'est une méthode d'analyse qualitative du risque basée sur un guide des étapes à réaliser pour identifier les risques et les mesurer le long de la chaîne de gestion. Elle utilise l'outil développé par Tilley et al. (2014). Dans ce cas précis, nous nous intéressons à la chaîne de gestion des matières fécales seulement. Basés sur les observations de terrain, nous avons remarqué que, en plus des groupes fonctionnels déjà identifiés dans la chaîne de Tilley, des risques étaient présents lorsque les matières passaient d'un contenant à un autre. Le transvasement des matières est un groupe fonctionnel sensible au niveau des risques sanitaires.

Nous n'avons pas vu la nécessité de subdiviser les étapes de stockage et de transport comme cela a pu être fait dans la chaîne de gestion initiale. Nous proposons donc de subdiviser cette chaîne de gestion en six groupes fonctionnels : l'interface usager, le stockage qui peut également avoir le rôle de traitement, le transport, le transvasement, le traitement et l'usage final (Figure 4.6).



Figure 4.6 Chaîne de gestion des matières fécales.

Source : Esculier (2019) adaptée de Tilley et al (2014)

Il arrive parfois que deux étapes aient la même fonction, mais utilisent des dispositifs différents. Par exemple, les matières peuvent être déplacées manuellement jusqu'à un véhicule qui les transportera ensuite dans un autre emplacement. Les étapes utilisant des dispositifs différents dans leur procédé ont été définies comme deux groupes fonctionnels différents.

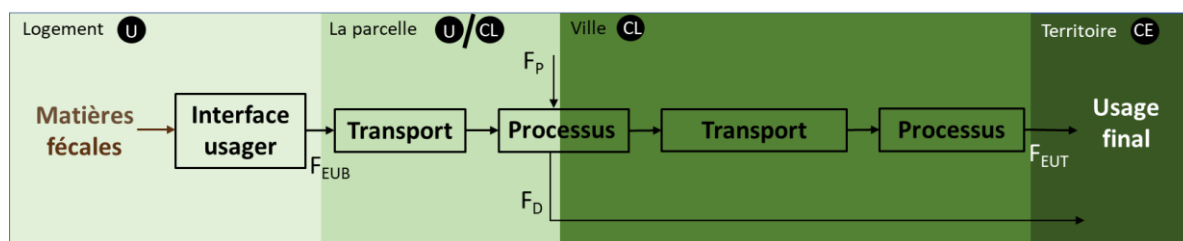


Figure 4.7 Flux de matières gérées par le système de gestion des matières fécales par le tout-à-l'égout (TAE) intégré à la cartographie. F_{EUB} : eaux usées brutes, F_{EUT} : eaux usées traitées, F_P : pluie, F_D : débordement

En fonction de la localisation du risque dans la chaîne de gestion, les personnes qui sont potentiellement exposées ne sont pas les mêmes. De plus, le nombre de personnes exposées au risque influence sa gravité. Plus le nombre de personnes exposées est grand, plus le risque est grave. Pour définir les groupes de personnes potentiellement exposés, nous nous sommes appuyés sur la méthode de Mills et al. (2018) qui localise chaque groupe fonctionnel composant la chaîne de gestion dans un espace (Figure 4.7).

Nous avons choisi de définir 4 espaces qui sont :

- le logement : le logement définit le lieu de vie d'un foyer, il n'est pas partagé avec d'autres foyers. Les personnes exposées dans cet espace sont les utilisateurs (U) de l'interface usager dans le cas d'une toilette individuelle située dans le logement ;

- la parcelle (cadastrale) : prend en considération l'ensemble du bâtiment, intérieur et extérieur. La parcelle est partagée avec les foyers habitant le même bâtiment, mais pas avec les autres bâtiments de la ville. Les personnes exposées font partie de la communauté locale dans le cas d'un bâtiment collectif (CL), ou les utilisateurs (U) dans le cas d'un bâtiment individuel ;

- la ville : ensemble des foyers vivant dans une zone urbaine et pouvant être exposés par un groupe fonctionnel de la filière de gestion des matières fécales. Par exemple, dans le cas du transport des matières à travers la ville, par l'infiltration de lixiviats pouvant contaminer les eaux souterraines ou encore lors du développement d'insectes. Le groupe de personnes pouvant être exposé est défini comme la communauté locale ;

- la zone potentiellement impactée : zone englobant à la fois la zone densément peuplée et également les secteurs situés autour de celle-ci dans un périmètre plus large d'approximativement une centaine de kilomètres afin de prendre en compte les distances de contamination des eaux de surfaces par les eaux usées (sous-section 2.1.2.4) ou de contamination des sols et potentiellement des nappes par l'épandage de produits issus du traitement des matières fécales. Les personnes exposées à cette échelle font partie de la communauté élargie. Pour décrire la zone potentiellement impactée, nous utiliserons le terme de territoire.

Basé sur l'outil Shit Flow Diagram (SFD)(SFD Promotion Initiative, 2017) également utilisé dans SSP, nous avons intégré les flux de matières traversant le système de gestion des matières fécales à la cartographie (Figure 4.7). L'intégration des flux permet d'avoir un visuel des matières prises en charge par la filière de gestion des matières fécales et de prendre en compte leur destination de façon spatialisée pour identifier les groupes de personnes exposés au risque. Dans le but d'obtenir une représentation lisible de la cartographie du système, nous avons choisi de simplifier les groupes fonctionnels en trois groupes comme réalisé dans l'analyse SSP :

- l'interface usager ;
- les processus (comprenant les groupes fonctionnels traitement, stockage et transvasement) ;
- le transport.

L'analyse SSP identifie ensuite les aléas pouvant survenir au niveau de chacun des groupes fonctionnels. Elle combine ensuite les niveaux de probabilité de survenue et de gravité de l'aléa afin de créer une matrice de risque et d'obtenir une analyse semi-quantitative (Figure 4.8).

TOOL 3.6. Semi-quantitative risk assessment matrix

			SEVERITY (S)				
			Insignificant	Minor	Moderate	Major	Catastrophic
			1	2	4	8	16
LIKELIHOOD (L)	Very unlikely	1	1	2	4	8	16
	Unlikely	2	2	4	8	16	32
	Possible	3	3	6	12	24	48
	Likely	4	4	8	16	32	64
	Almost certain	5	5	10	20	40	80
Risk score R = L × S			<6	6–12	13–32	>32	
Risk level			Low risk	Medium risk	High risk	Very high risk	

Figure 4.8 : Matrice de risque semi-quantitative.

Source : WHO (2022)

Cependant, la méthode d'analyse SSP n'indique pas comment identifier les aléas, elle se base sur les connaissances préalables de la personne réalisant l'analyse pour les identifier. Il n'existe pas, pour le moment, de méthode d'analyse utilisée dans le domaine de l'assainissement permettant de réaliser une analyse de risque sans que l'opérateur en réalisant l'analyse ait été au préalable formé sur le sujet pour identifier les aléas (Mills et al., 2018).

4.2.1.2. Méthode Burzoni

La seule méthodologie que nous ayons trouvée et qui permet une telle démarche a été développée par Burzoni pour analyser les risques biologiques associés aux tâches effectuées par un gestionnaire dans les unités de compostage (Burzoni, 2021). La méthode est basée sur la gestion graduée de risque, méthode qui est utilisée pour l'évaluation du risque chimique, notamment la méthode Colchic (COLlecte des données d'exposition CHImique des Caisses Régionales d'Assurance Maladie) gérée par l'INRS. Le but de l'analyse mise en place par Burzoni (2021) consiste à réaliser une évaluation des risques classant les tâches par niveau de risque grâce à l'observation. Elle prend en compte à la fois les descripteurs de danger en réalisant un inventaire des micro-organismes potentiellement présents, et les descripteurs d'exposition, tels que les voies d'exposition et les mesures de prévention, afin d'identifier les tâches pouvant conduire à une situation à risque. Pour chaque descripteur de danger ou d'exposition, différentes bandes ont été attribuées permettant de définir des niveaux de danger et d'exposition et, pour chaque bande, un score a été attribué (Tableau 4.2). Les scores des bandes des descripteurs sont ensuite associés pour calculer des scores de risque par inhalation et par voie cutanée. La méthodologie mise en place par Burzoni (2021) permet une évaluation systématique des risques biologiques associés aux tâches. Elle ne prend pas en compte les

risques qui peuvent survenir suite à un aléa dû à un dispositif, par exemple, la contamination de surfaces suite à la fuite d'une cuve de stockage.

Tableau 4.2 : Exemple de bandes de niveaux utilisées pour le descripteur correspondant au procédé de travail

Le procédé de travail		
Score	Bandes de procédés	Description du procédé de travail
0,3	P1	Procédés dans lesquels la mise en œuvre de produits/matières se déroule dans des processus (réacteurs) fermés.
0,6	P2	Procédés dans lesquels les produits/matières peuvent être sortis sont mélangés dans le contexte des secteurs de la fabrication, formulation, utilisation finale et dans lesquels il y a chargement/déchargement du récipient de mélange et des échantillonnages réguliers.
0,8	P3	Procédé pour lequel, de par sa conception, la mise en œuvre de produits/matières est moins émissive. Exemple : conduite de grappins en cabine, de malaxeurs ouverts, de camions, de chargeuses... Prise d'échantillons (boues, compost...). Opération d'exploitation de site... Application de produit avec des outils tenus à la main tels que des pelles
1	P4	Procédés dans lesquels les produits/matières produisent une émission importante de poussières, de fumées, de vapeurs, de brouillards... Exemple : ouverture, vidange, retournement de sacs, manipulation de produits pulvérulents... Nettoyage des trommels, meuleuses, caisses-palettes... Utilisation de la soufflette, de spray, de karcher... Broyage de déchets, criblage...

4.2.2 Les types de risque

Nous avons donc défini chaque groupe fonctionnel formant une filière de gestion des matières fécales comme étant la composante d'un dispositif de gestion de flux et d'une ou plusieurs tâches effectuées sur ce dispositif (Figure 4.9).

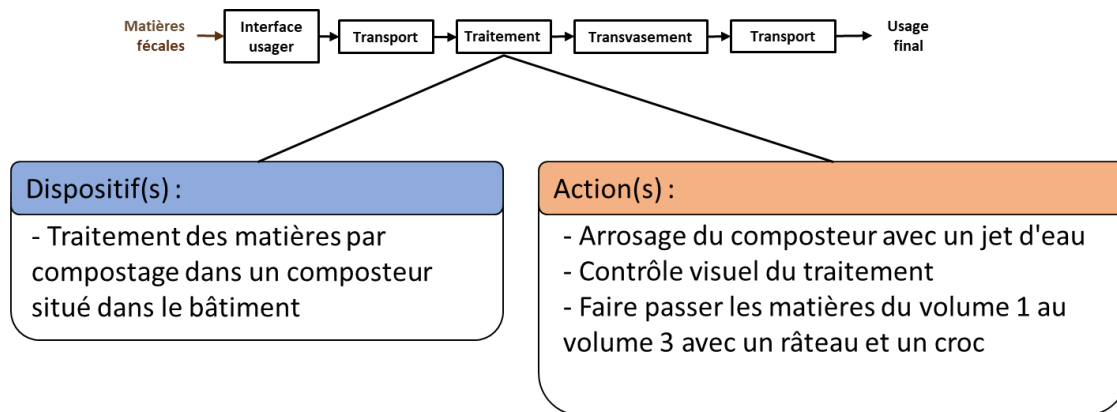


Figure 4.9 : Exemples de dispositif et d'actions composant un groupe fonctionnel à l'intérieur d'une chaîne de gestion des matières fécales

De fait, nous avons divisé l'analyse de risque en deux parties :

- les risques directs : Ils sont associés aux tâches qu'effectue une personne, le gestionnaire, le long de la filière ;

- les risques indirects : Ils sont associés au dispositif de gestion de flux utilisé au sein du groupe fonctionnel. Ils permettent de faire l'analyse des aléas pouvant survenir sur le dispositif, tel que des chutes, des débordements et des pannes. Par exemple, dans le cas du débordement des réseaux d'égout du fait des eaux de ruissellement, celui-ci est prévu par le système de gestion des matières fécales, il est donc considéré comme un risque indirect. Sur la base de notre étude de terrain, nous avons défini une liste d'aléas pouvant survenir pour les différents dispositifs de gestion des flux dans la filière de gestion des matières fécales. Certains de ces aléas sont des défaillances du système de gestion (sous-section 4.2.2.2).

4.2.2.1. Les aléas

Les aléas sont des événements accidentels qui sont associés aux dispositifs utilisés dans la filière de gestion et qui peuvent entraîner une exposition du gestionnaire, de l'utilisateur ou de la communauté. Nous avons fait une liste de ces aléas basée sur les observations réalisées sur le terrain.

4.2.2.1.1. Insectes et autres animaux

Cet aléa a lieu lorsque des organismes peuvent avoir accès aux matières. Les insectes volants sont les principaux concernés, car ayant un cycle de vie court et pouvant avoir plus facilement

accès aux matières. Le cycle de reproduction des mouches jusqu'à l'âge adulte est de 10 à 30 jours et entre 15 et 30 jours pour la famille des *Sciaridae*, en fonction de la température. Dans le cas de lombricompostage, les vers peuvent sortir de leur contenant. Des cas d'invasion de perce-oreilles (ou forficules) ont aussi été observés. Des vertébrés, tels que les rats ou autres muridés, peuvent également être présents au niveau des lieux de stockage lorsque ceux-ci sont plus importants et de plus longue durée. L'exposition aux insectes est principalement observée lors des périodes chaudes, de mai à septembre, la température accélérant les cycles de vie. Un lavage insuffisant des équipements peut être à l'origine du développement d'insectes.

4.2.2.1.2. Débordement

Cet aléa a lieu lorsque la quantité de matières stockées dépasse la capacité de stockage du contenant. Le débordement des matières peut avoir lieu lors de vidanges du contenant trop rares ou lorsque le transport n'est pas possible (obstruction du bol des toilettes à eau), entraînant un débordement des matières de leur contenant. De même, si la vidange ne peut pas être effectuée, cela peut provoquer un débordement. Cet aléa a également lieu lorsque le volume de matière entrant dans le dispositif de collecte est supérieur au volume que celui-ci peut accepter (ex. : débordement des égouts par temps de pluie).

4.2.2.1.3. Renversement

Cet aléa a lieu lorsque les matières sont déplacées ou lorsque les matières sont transvasées, des matières pouvant alors être renversées hors de leur contenant.

4.2.2.1.4. Contamination croisée

Cet aléa a lieu lorsque des équipements utilisés le long de la filière peuvent être utilisés par d'autres personnes (commun) ou d'autres usages (jardin). Il a aussi lieu lorsque les mains ne sont pas lavées après la tâche effectuée. Il a également lieu lorsque des matières fraîches, potentiellement contaminées, sont ajoutées aux matières hygiénisées. Le mélange de ces matières peut entraîner une contamination des matières assainies. Ce risque peut être encore présent même après lavage si le savon utilisé n'est pas désinfectant ou si le matériel n'est pas lavé de manière uniforme. Des OPP peuvent alors être présents sur les équipements.

4.2.2.1.5. Production d'aérosols, de poussières

Cet aléa a lieu lorsque la matière impliquée est liquide ou, à l'inverse, fine et sèche. Le dispositif utilisé conduit à la production d'aérosols ou de poussières. Par exemple, le lavage des équipements peut conduire à la formation d'aérosols (et aussi de lixiviats – cf. 1.3.1.6)



Figure 4.10 : Rincage de poubelles ayant contenu des matières fécales sans équipement de protection et avec une forte exposition (a) et avec un matériel adapté limitant l'exposition du gestionnaire (b)

Crédit : Paul Minier (a) et la Fumainerie (b)

Dans l'exemple, cet aléa conduit à un risque direct associé à la tâche effectuée par le gestionnaire sur la filière et conduit à une exposition indirecte des personnes pouvant se situer autour du dispositif. Il peut également conduire à une exposition indirecte du fait de la contamination des surfaces. Cet aléa peut également avoir lieu sans qu'aucune tâche ne soit effectuée par un agent, dans le cas des bassins d'aération des stations de traitement des eaux usées par exemple.

4.2.2.1.6. Les lixiviats/fuites

Cet aléa a lieu lorsque des matières s'écoulent hors de leur contenant du fait d'un problème d'étanchéité (fuite) ou lorsqu'aucun dispositif n'est prévu pour leur gestion (lixiviat). Le risque associé est la contamination de surfaces, la contamination des nappes phréatiques et également des eaux de surface. Dans le cas où des matières sont stockées en contact direct du sol, l'entrée de liquide peut entraîner la formation de lixiviats contaminés par le contact avec les matières.

L'article 1er de l'Arrêté du 7 septembre 2009 sur l'assainissement non collectif (habitat non raccordé au réseau public de collecte) interdit le rejet d'eaux usées à moins de 35 mètres d'un captage déclaré d'eau destinée à la consommation humaine et, lorsque la nappe phréatique se situe à moins de 1 m de profondeur, l'épandage doit être établi à la partie supérieure d'un tertre d'infiltration reprenant les caractéristiques du filtre à sable vertical non drainé et réalisé au-dessus du sol en place (article 6) (Légifrance, 2009). Les risques dépendent du volume de liquides introduit et des distances avec les puits pour la consommation et les nappes phréatiques. Dans le cas de l'utilisation de toilettes sèches, l'Article 17 de l'Arrêté du 7 septembre 2009 indique que la gestion sèche des matières fécales ne doit générer ni rejet liquide en dehors de la parcelle ni pollution des eaux superficielles ou souterraines. L'aire de compostage doit être étanche et conçue de façon à éviter tout écoulement et à l'abri des intempéries. Les composts ont une capacité limitée de rétention des liquides. Dans l'étude de Brun, les auteurs ont montré que le volume de liquides retenus dans les matières d'un compost représentait entre 25 et 50% du volume du compost (Brun et al., 2014). Les auteurs se fixaient sur la réglementation de l'assainissement non collectif et préconisaient, en absence de zones à enjeux sanitaires et/ou environnementaux, l'infiltration des lixiviats. Ces préconisations concernent les milieux avec une faible densité de population. Dans les milieux densément peuplés, l'augmentation du volume de lixiviats infiltré pourrait entraîner une contamination des nappes phréatiques, comme ce fut le cas à Paris avant le développement de l'égout. C'est pourquoi, dans le but d'éviter d'éventuel RIE, nous considérerons dans cette étude que tout lixiviat ou fuite peut entraîner une exposition.

4.2.2.2. Les défaillances

Pour prévenir l'apparition d'un aléa, des mesures peuvent être mises en place. Dans le cas où la survenue de l'aléa est due à un dysfonctionnement de la mesure de prévention mise en place, nous utiliserons le terme de défaillance (Figure 4.11).

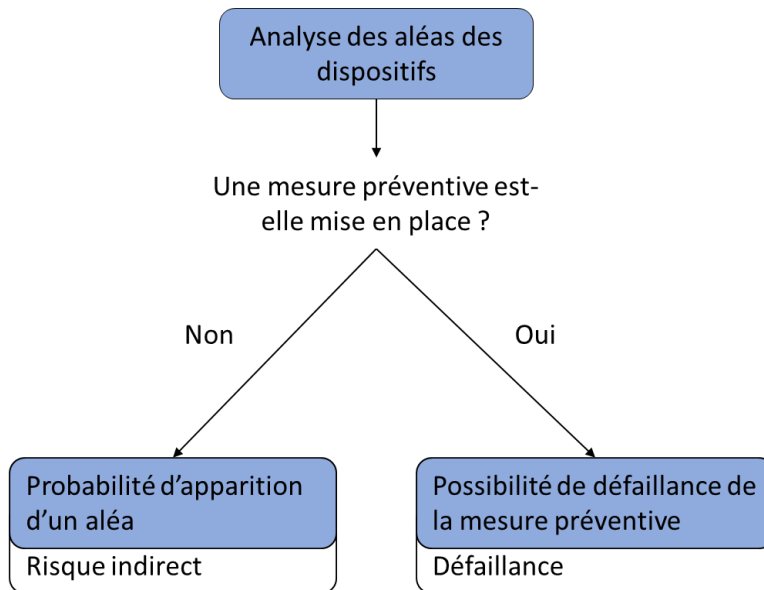


Figure 4.11 : Méthode pour définir un aléa comme risque indirect ou comme défaillance

Dans le cas de la chute d'une caisse qui possède un couvercle verrouillé, si le couvercle cède et que les matières se répandent au sol, l'aléa sera considéré comme une défaillance car, au départ, une mesure de prévention (le couvercle verrouillé) avait été mise en place pour éviter le débordement. Il est également possible que la mesure préventive tombe en panne, mais nous n'avons pas ajouté cette échelle de risque à notre analyse. En plus des aléas pouvant survenir que nous avons détaillés dans la partie sur les risques indirects, les défaillances prennent en compte un aléa supplémentaire qui est celui de la panne. Une méthode permettant l'analyse des défaillances et la méthode d'Analyse des Modes de Défaillance de leurs Effets et de leur Criticité (AMDEC) (Didelot, 2002). Basée sur le même principe que la méthodologie SSP, elle calcule un niveau de criticité en fonction de la gravité de l'aléa et de sa probabilité d'apparition.

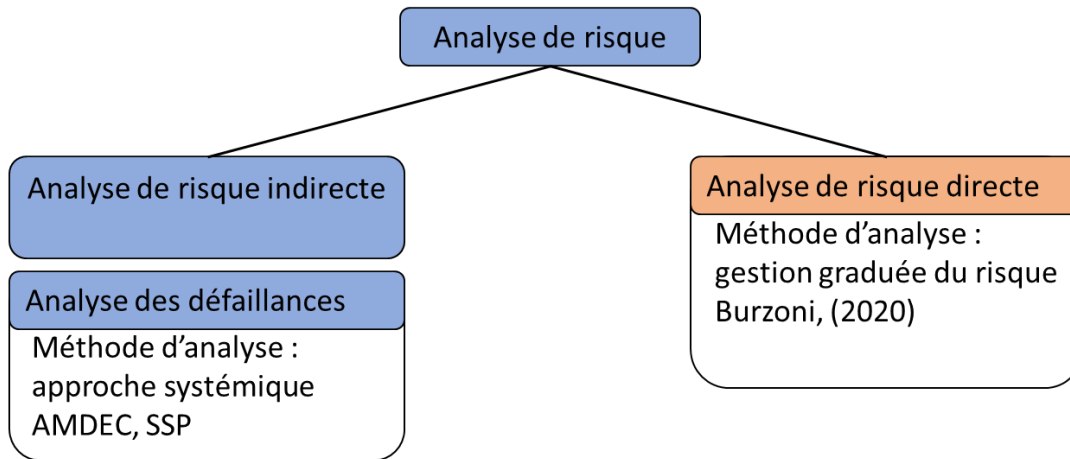


Figure 4.12 : Type d'analyse utilisé pour mesurer le risque sanitaire des dispositifs et actions composant les groupes fonctionnels et les méthodologies d'analyses utilisées associées

Les défaillances sont regroupées dans l'aléa « pannes matérielles/énergie/traitement » qui est associé à une défaillance du matériel, de l'alimentation de celui-ci et également à des conditions défavorables dans le procédé de traitement biologique. En fonction de la durée de vie de matériel et si celui-ci nécessite de l'énergie pour fonctionner, le matériel peut tomber en panne empêchant le bon déroulement du dispositif. Une défaillance du procédé de traitement peut entraîner une hygiénisation insuffisante des matières et donc un danger accru pour les groupes fonctionnels suivants. Dans le cas d'un compostage sur une durée de plus de 2 ans, nous considérerons qu'un changement dans les conditions de traitement n'aura pas d'effet sur l'hygiénisation des matières et donc que cet aléa ne peut survenir.

La liste des aléas et mesures préventives à mettre en place est résumée dans l'Annexe 4.

4.2.3 Méthodologie de calcul de risque

Pour l'analyse des risques directs, la méthodologie utilisée est basée sur la méthodologie par bande développée par Burzoni (2021) que nous définissons ci-dessous. Pour mesurer les risques indirects et par défaillance, nous nous sommes basés sur la méthodologie AMDEC et SSP.

Comme décrit ci-dessus, le risque est la composante d'un danger et d'une exposition. Pour chacun des types de risque, nous avons défini des classes de danger et d'exposition.

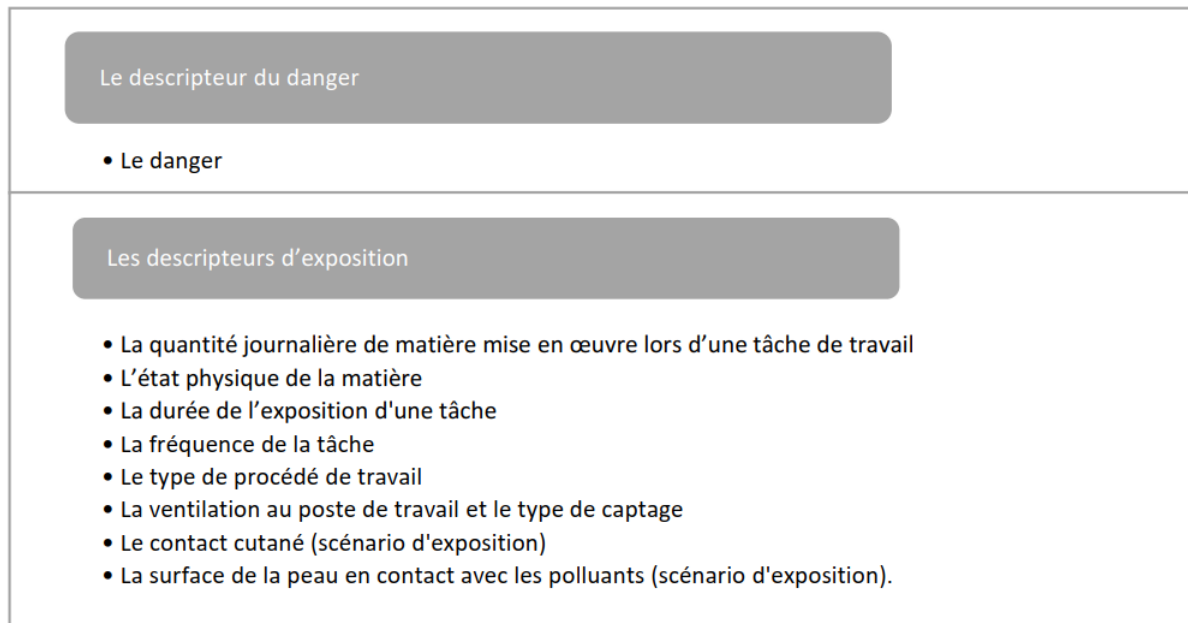
4.2.3.1. L'attribution des bandes d'expositions :

4.2.3.1.1. Pour l'analyse de risque direct :

Nous avons utilisé les descripteurs et les bandes définis par Burzoni (Figure 4.13). De même que dans son analyse, nous n'avons pas pris en compte les équipements de protection individuelle dans notre analyse. En effet, issu des enquêtes de terrains réalisées, nous avons observé que ces derniers étaient peu utilisés. Concernant la bande de quantité, principalement en jeu dans le cas de procédés dispersif, plus les produits sont utilisés, plus ils sont dispersés et plus l'exposition est importante. Seules les surfaces d'échange entre le produit et l'atmosphère dans les procédés ouverts et dispersifs influent sur l'exposition et non la quantité mise en œuvre. Dans le cas d'utilisation d'eau pour l'arrosage du compost, ce n'est pas tout le tas de compost qui est à prendre en compte, mais seulement la surface d'échange, donc les premiers centimètres de la surface du compost, qui sont à prendre en compte. Le fond du compost n'est pas en contact direct avec le jet d'eau, il n'est donc pas pris en compte. Concernant les bandes de description de l'état physique de la matière, nous avons ajouté une bande pour les produits liquides à laquelle nous avons associé un score similaire à la bande « poudres fines » du fait de la production possible d'aérosols. Pour chaque descripteur, et bandes de risques associées, nous avons conservé les scores que Burzoni avait attribués (Annexe 3).

Figure 4.13 : Descripteurs intégrés dans la méthodologie

Source : Burzoni (2020)



Les scores de bandes utilisés par Burzoni présentent plusieurs limites notamment :

- le choix des valeurs attribuées pour les descripteurs peut conduire à la présence d'un risque par inhalation sans que des aérosols soient produits ;
- il n'y a pas de proportionnalité entre l'augmentation du niveau de bande et le score de risque pour les descripteurs quantitatifs (fréquence, quantité).

Nous avons choisi d'utiliser sa méthodologie sans remettre en cause ces valeurs, mais nous sommes conscients que la méthodologie présente des limites.

Du fait d'un manque de temps, nous n'avons pas ajouté une méthodologie de calcul du risque par ingestion qui est une voie importante de transmission des MIE. Mais, d'après ce que nous avons pu observer lors de nos visites, les risques pas ingestion proviennent du contact main-bouche et il ne semble pas y avoir d'ingestion directe de matières par la bouche. Nous considérerons qu'un contact cutané entraîne également une exposition par ingestion.

La personne exposée peut être soit un utilisateur (U) ou un travailleur. Afin de faciliter l'analyse, ceux-ci sont classés sous le terme gestionnaire (G). Les personnes impliquées dans l'usage final des matières telles que le jardinier par exemple, ne sont pas considérées comme étant gestionnaire des matières, ils ne seront pas pris en compte dans l'analyse de risque directe.

Par contre, les risques associés à leur exposition aux dangers liés à la manipulation des produits issus des filières de gestion des matières fécales seront pris en compte dans l'analyse indirecte. La méthodologie qui sera appliquée est celle de Burzoni, (2021).

4.2.3.1.2. Pour l'analyse indirecte

La fréquence d'apparition d'un aléa dans l'étape de gestion des matières fécales est fonction de deux paramètres :

- la fréquence d'utilisation du dispositif ;
- la probabilité d'apparition de l'aléa.

Lorsque l'apparition de l'aléa n'est pas constante, par exemple dans le cas de la production d'aérosols au niveau des bassins d'aération d'une STEU, le calcul de la probabilité d'apparition est une mesure difficilement quantifiable. Elle peut varier avec la présence d'obstacle dans le déroulement du dispositif (présence d'escaliers, poids des matières, mode de déplacement, etc.) et aussi en fonction de la saison dans le cas de l'aléa Insectes et autres animaux. Une manière d'appréhender ce paramètre est celle de la réalisation de questionnaires transmis aux gestionnaires des filières permettant de définir une estimation d'apparition de l'aléa. Dans notre étude, nous avons fait le choix de nous baser seulement sur la fréquence d'utilisation du dispositif (Tableau 4.3). Ce choix amène un biais dans la comparaison entre des systèmes dont l'apparition d'aléa est systématique et ceux dont l'apparition de l'aléa est ponctuelle.

Tableau 4.3 : Classes de fréquences d'utilisation des dispositifs utilisées et niveaux associés

	Définition	Niveau
Fréquence d'utilisation du dispositif	Tous les jours	Toujours
	Quelques fois par mois	Souvent
	Quelques fois par an	Parfois
	> 1 an	Occasionnellement
	> 5 ans	Rarement

La localisation du groupe fonctionnel permet de définir quel(s) groupe(s) sont exposés : Logement (U), Habitat et Quartier (CL), Ville/Territoire (CE).

4.2.3.2. L'attribution d'une classe de danger :

Les fèces sont toujours considérées comme contenant des agents potentiellement pathogènes, bien qu'au niveau local, cela dépende de l'incidence de diverses maladies dans la population excrétrice. Les OPP présents dans les fèces et leur incidence dans la population française sont décrits dans la section 2.2.1. Les eaux usées brutes sont considérées comme des matières fécales diluées. Comme réalisé dans la thèse de Burzoni (Burzoni, 2021), dans notre étude, nous avons croisé la classification française avec la classification allemande du danger des agents biologiques, cette dernière disposant d'un nombre de pathogènes plus nombreux (Tableau 1.2).

Étant donné que des OPP de classe 4 avaient été détectés dans le compost mûri, Burzoni (2021) dans son étude a appliqué un danger élevé même pour la matière compostée. Il n'y a donc pas de variabilité dans l'attribution du score de danger des intrants et des composts. Dans le cas de notre étude, nous nous intéressons seulement aux OPP entériques qui peuvent être présents dans les matières fécales.

4.2.3.2.1. Danger des matières liquides

Dans les résultats de notre analyse sur la gestion du RIE par le TAE, nous avons montré que les eaux brutes étaient fortement contaminées et que les traitements primaires et secondaires appliqués en STEU ne permettaient pas une hygiénisation des eaux usées (Figure 2.8). Du fait de la forte contamination des eaux brutes, nous les considérons comme ayant un danger classé dans les « matières fraîches ». Comme décrit dans la sous-section 2.1.2.4, nous considérerons le danger des eaux usées comme faible si le traitement appliqué aux eaux usées traitées permet de réduire la concentration en *E. coli* et en entérocoques à une concentration atteignant le seuil de baignade fixé par la directive 2006/7/CE. Nous considérons qu'utiliser la directive concernant l'eau de consommation aurait été trop restrictif.

Pour le niveau de danger des eaux traitées rejetées dans la filière de gestion de Soubeyran, nous nous sommes basés sur les analyses réalisées par Kayla Coppens, doctorante à l'université de Genève qui étudie la filière de gestion de Soubeyran. La concentration moyenne en *E. coli* et en entérocoques est inférieure au seuil de contamination pour des eaux de baignade, respectivement 266 et 275 CFU/100ml. Les eaux usées traitées issues de la filière de gestion de Soubeyran sont considérées comme hygiénisées.

4.2.3.2.2. Danger des matières solides

Il a été démontré la contamination des matières fécales ainsi que des boues brutes (Figure 2.9). Les boues brutes possèdent des concentrations en indicateurs bactériens de $2\log_{10}$ inférieures à celles mesurées dans les matières fécales fraîches. Nous considérons les boues d'épuration brutes comme partiellement hygiénisées. Les matières solides issues des filières de gestion des matières fécales peuvent subir plusieurs traitements. Nous considérerons les produits issus des différents traitements applicables aux matières solides comme étant hygiénisés si ceux-ci respectent les seuils de contamination fixés dans la norme NFU44-095 sur le compostage et l'arrêté du 8 janvier 1998 sur l'épandage des boues d'épuration. Étant donné que le seul traitement que nous avons vu appliquer aux matières fécales issues des filières de gestion sèches des matières fécales était celui du compostage, nous avons différencié deux types de compostage : le traitement sur plateforme de compostage industrielle et sur plateforme autonome.

Pour les plateformes de compostage industrielles, l'Arrêté du 22/04/08 fixe les règles techniques pour le compostage des boues d'épuration sur les installations (Légifrance, 2008). Il indique un temps allant de deux à trois semaines pour garantir l'innocuité des matières avec une phase de montée en température de 55°C pendant une durée minimale de soixante-douze heures (Tableau 4.4).

Tableau 4.4 : Durées de compostages en fonction des procédés pour les aires de compostage industrielles recevant des boues d'épuration

Source : l'Arrêté du 22/04/08

PROCÉDÉ	PROCESS
Compostage avec aération par retournements.	Trois semaines de fermentation aérobie au minimum. Au moins trois retournements. Trois jours au moins entre chaque retournement. 55 °C au moins pendant une durée minimale totale de soixante-douze heures.
Compostage en aération forcée.	Deux semaines de fermentation aérobie au minimum. Au moins un retournement (opération de retournement après fermentation aérobie suivie d'une remontée de température à 50 °C pendant vingt-quatre heures). 55 °C au moins pendant une durée minimale totale de soixante-douze heures.

Pour les composteurs autonomes, il a été démontré la difficulté d'atteindre ces températures lorsque des particuliers compostent chez eux leurs propres matières organiques (Brun et al. 2014). Étant donné que les conditions nécessaires pour garantir une hygiénisation par compostage peuvent fortement varier, nous nous baserons sur les recommandations de l'OMS

qui préconise un temps de compostage de deux ans afin de garantir l'hygiénisation et l'utilisation sans risque des composts issu de matières fécales (OMS, 2012) pour les matières issues des composteurs autonomes. Étant donné la durée longue de traitement et, considérant qu'il y a une diminution de la concentration en OPP pendant le traitement et que cette diminution varie en fonction des OPP, nous appliquerons un niveau de danger pour les matières fécales ayant subi un traitement sur plateforme autonome d'une durée d'un an correspondant au niveau « Matières partiellement hygiénisées ».

Considérant qu'il y a un abattement des OPP entériques au cours du temps et donc une diminution du danger de la matière, nous classons les matières en trois niveaux. Le premier niveau correspond aux matières fraîches ayant une contamination proche de celle présente dans les matières fécales après excrétion, le deuxième niveau correspond aux matières partiellement hygiénisées, c'est-à-dire que la concentration en OPP est inférieure à la concentration présente dans les matières fraîches d'au moins 2 logs₁₀, mais est toujours supérieure aux réglementations. Le troisième niveau correspond aux matières hygiénisées, c'est-à-dire satisfaisant les seuils de contamination des réglementations encadrant ces matières (Tableau 4.5). Lorsque deux matières sont impliquées, lors du lavage des bacs avec un jet par exemple, le score attribué est celui de la matière la plus dangereuse. L'attribution de la classe de danger est similaire aux 3 types d'analyses.

Tableau 4.5 : Niveau de danger utilisé pour l'analyse de risque. Pour les matières fécales en cours de compostage, la durée indicatrice est de 1 an.

	Définition	Niveau
Danger des matières impliquées	Matières solides ayant subis un traitement atteignant les seuils conforme à la norme NFU44-095	Matières hygiénisées
	Eaux usées traitée atteignant le seuil de baignade fixé par la directive 2006/7/CE	
	Boues brutes et matières fécales en cours de compostage	Matières partiellement hygiénisées
	Eaux usées traitées	Matières fraîches
	Matières fécales fraîches	
	Eaux usées brutes	

4.2.3.3. Calcul de risque

4.2.3.3.1. Pour le calcul de risque dans l'analyse directe

Nous avons utilisé la méthode développée par Burzoni, (2021) qui permet de calculer des scores de risque par inhalation ou cutané (Tableau 4.7 et Tableau 4.6).

Le score de risque par inhalation est calculé comme ceci :

$$\text{Score de danger} \times \text{Score de quantité} \times \text{Score de l'état physique} \times \text{Score de la durée d'exposition} \times \text{Score de la fréquence} \times \text{Score du procédé de travail} \times \text{Score de protection collective}$$

Le score de risque résiduel par contact cutané est calculé comme ceci :

$$\text{Score de danger} \times \text{Score de quantité} \times \text{Score de la durée d'exposition} \times \text{Score de la fréquence} \times \text{Score du scénario d'exposition} \times \text{Score des parties exposées}$$

Le score de risque est ensuite associé à un niveau de risque classé en trois bandes en fonction des scores obtenus : le niveau de risque « sérieux » en rouge (score de risque > 3500 pour le risque par inhalation et > 4375 pour le score de risque par contact cutané), le niveau de risque « préoccupant » en orange (score de risque de 10 à 3500 pour le risque par inhalation et de 16 à 4375 pour le score de risque par contact cutané) et le niveau de risque « modéré » en vert (< 10 pour le score de risque par inhalation et < 16 pour le score de risque par contact cutané).

Tableau 4.7 : Grille de caractérisation du risque par inhalation

Source : Burzoni (2021)

Score de risque	< 10	10 - 3 500	> 3 500
Niveau de risque	Modéré	Préoccupant	Sérieux

Tableau 4.6 : Grille de caractérisation du risque par contact cutané

Source : Burzoni (2021)

Score de risque	< 16	16 - 4 375	> 4 375
Niveau de risque	Modéré	Préoccupant	Sérieux

4.2.3.3.2. Pour l'analyse indirecte et par défaillance

Nous avons utilisé une matrice en fonction de la fréquence de l'utilisation du dispositif, du danger de la matière concernée ainsi que des personnes pouvant être exposées en fonction de la localisation du dispositif (Tableau 4.8). Nous avons choisi d'intégrer le paramètre des personnes pouvant être exposées dans l'analyse, considérant que le risque était plus important si un plus grand nombre de personnes étaient touchées.

Tableau 4.8 : Tables de matrices utilisées pour le calcul de risque indirect et par défaillance pour l'utilisateur, le gestionnaire, la communauté locale et la communauté élargie

Gestionnaire	Définition	Niveau	Gravité : Risque sanitaire des personnes exposées		
			Matières hygiénisées	Matières partiellement hygiénisées	Matières fraîches
			Marginal	Majeur	Critique
Fréquence d'utilisation du dispositif	Tous les jours	Toujours	Modéré	Sérieux	Sérieux
	Quelques fois par mois	Souvent	Modéré	Préoccupant	Sérieux
	Quelques fois par an	Parfois	Modéré	Modéré	Sérieux
	> 1 an	Occasionnellement	Modéré	Modéré	Préoccupant
	> 5 ans	Rarement	Modéré	Modéré	Préoccupant

Utilisateur			Gravité : Risque sanitaire des personnes exposées		
	Définition		Matières hygiénisées	Matières partiellement hygiénisées	Matières fraiches
		Niveau	Marginal	Majeur	Critique
Fréquence d'utilisation du dispositif	Tous les jours	Toujours	Modéré	Sérieux	Sérieux
	Quelques fois par mois	Souvent	Modéré	Préoccupant	Sérieux
	Quelques fois par an	Parfois	Modéré	Préoccupant	Sérieux
	> 1 an	Occasionnellement	Modéré	Modéré	Préoccupant
	> 5 ans	Rarement	Modéré	Modéré	Préoccupant

Communauté locale			Gravité : Risque sanitaire des personnes exposées		
	Définition		Matières hygiénisées	Matières partiellement hygiénisées	Matières fraiches
		Niveau	Marginal	Majeur	Critique
Fréquence d'utilisation du dispositif	Tous les jours	Toujours	Préoccupant	Sérieux	Sérieux
	Quelques fois par mois	Souvent	Préoccupant	Sérieux	Sérieux
	Quelques fois par an	Parfois	Modéré	Préoccupant	Sérieux
	> 1 an	Occasionnellement	Modéré	Préoccupant	Sérieux
	> 5 ans	Rarement	Modéré	Préoccupant	Sérieux

Communauté élargie	Définition	Niveau	Gravité : Risque sanitaire des personnes exposées		
			Matières hygiénisées	Matières partiellement hygiénisées	Matières fraîches
			Marginal	Majeur	Critique
Fréquence d'utilisation du dispositif	Tous les jours	Toujours	Préoccupant	Sérieux	Sérieux
	Quelques fois par mois	Souvent	Préoccupant	Sérieux	Sérieux
	Quelques fois par an	Parfois	Préoccupant	Sérieux	Sérieux
	> 1 an	Occasionnellement	Modéré	Préoccupant	Sérieux
	> 5 ans	Rarement	Modéré	Préoccupant	Sérieux

Dans le but de visualiser l'augmentation du risque en fonction du nombre de personnes touchées dans notre analyse, nous avons créé une figure dans laquelle les changements de niveau de risque entre les matrices ont été indiqués par des nuances de gris (Tableau 4.9) :

- blanc : pas de changement de niveau de risque entre les matrices ;
- gris clair : un changement de niveau de risque pour les matrices utilisées pour la communauté locale (CL) et élargie (CE) ;
- gris : un changement de niveau de risque seulement pour la communauté élargie ;
- gris foncé : un changement de niveau pour l'utilisateur (U) et un deuxième changement pour la communauté élargie.

Tableau 4.9 : Changement du niveau de risque appliqué en fonction des personnes exposées.

Méthodologie	Définition	Niveau	Gravité : Risque sanitaire des personnes exposées		
			Matières hygiénisées	Matières partiellement hygiénisées	Matières fraîches
			Marginal	Majeur	Critique
Fréquence d'utilisation du dispositif	Tous les jours	Toujours	Augmentée pour la communauté	Ne change pas	Ne change pas
	Quelques fois par mois	Souvent	Augmentée pour la communauté	Augmentée pour la communauté	Ne change pas
	Quelques fois par an	Parfois	Augmentée pour la communauté élargie	Augmentée 1 fois pour U et CL 2 fois pour CE	Ne change pas
	> 1 an	Occasionnellement	Ne change pas	Augmentée pour la communauté	Augmentée pour la communauté
	> 5 ans	Rarement	Ne change pas	Augmentée pour la communauté	Augmentée pour la communauté

C'est un choix que nous avons réalisé en l'absence de méthodologie existante. Nous avons choisi de créer une matrice plus restrictive pour l'utilisateur que pour le gestionnaire considérant que le gestionnaire était plus fréquemment exposé et donc que ce dernier avait pu développer une immunité partielle contre les OPP, ce qui a notamment été démontré dans le cas de l'exposition à *Cryptosporidium* (Chappell et al., 1999). De plus, il est probable que le gestionnaire soit une personne d'âge moyen, donc moins à risque qu'un enfant ou une personne âgée. Cette différence intervient au niveau d'une fréquence d'utilisation du dispositif de « quelques fois par an » pour une dangerosité de matière correspondante à une « matière partiellement hygiénisée ». À la même intersection, nous avons choisi d'augmenter le niveau de risque pour la CE considérant qu'il était plus important que la CL ou l'U. De même, nous avons augmenté le niveau de risque pour une fréquence identique et pour une « matière hygiénisée », considérant que l'exposition de la CE conduit à un risque plus important. Pour toutes les cases marquées en gris clair, nous avons considéré que l'exposition de la communauté au danger était plus à risque que l'exposition de l'utilisateur et du gestionnaire. Au final, notre grille d'analyse n'est pas symétrique. Pour cela, nous aurions dû appliquer un risque « Modéré » à l'intersection entre une fréquence d'utilisation du dispositif de « quelques fois par an » et une « matière hygiénisée » pour une exposition de la CE. Pour atteindre un niveau de gravité

« Marginal », les matières doivent subir un traitement hygiénisant qui peut dysfonctionner., augmentant le danger de la matière. Dans ces conditions, nous considérons qu'un risque « Modéré » est sous-estimé.

La présence d'un aléa dans une étape de gestion des matières fécales à des conséquences sur les étapes suivantes (effet cascade), par exemple, une panne dans le traitement par compostage du fait d'un manque de temps influencera la dangerosité de la matière impliquée dans les étapes aval de la chaîne de gestion. L'effet cascade de la présence d'un aléa sur un dispositif sur les autres étapes du système de gestion des matières fécales étant difficile à mesurer, nous avons fait le choix d'analyser seulement l'aléa du groupe fonctionnel concerné. À la fin, nous avons un calcul de risque qui permet de classer chaque aléa recensé pour les différents groupes fonctionnels du système de gestion des matières fécales suivant 3 niveaux (Tableau 4.10).

Tableau 4.10 : Définition des niveaux de risques utilisés pour l'analyse issue de Burzoni (2021)

Niveau de risque	Modéré	Préoccupant	Sérieux
Caractérisation du risque et plan d'actions	Le risque est modéré. Des mesures correctives ne sont pas à mettre en place de manière prioritaire	Le risque est préoccupant. Il nécessite la mise en place de mesures correctives	Le risque est sérieux. Des mesures sont à mettre en place rapidement

4.3. Un risque mieux géré si des mesures préventives sont mises en place

Ce chapitre est divisé en deux sections. Dans la première section (section 4.3.1), nous présentons les résultats obtenus pour l'analyse de risque puis nous les discutons dans la deuxième section (section 4.3.2).

4.3.1 Des risques infectieux entériques présents

4.3.1.1. Cartographie et diagramme des flux

Nous avons recensé 20 groupes fonctionnels différents pour la filière de gestion des matières fécales de Soubeyran, 9 pour au Clair du Quartier, 13 pour Cressy, 15 pour l'Ôôôberge et 21 pour le TAE.

Tableau 4.11 Nombre de groupes fonctionnels recensés par filières

Filière	Soubeyran	AuClairduQuartier	Cressy	Ôôôberge	TAE
Nombre de groupes fonctionnels	20	9	13	15	21

Comme expliqué dans la méthodologie, ces groupes fonctionnels ont été regroupés afin de faciliter la lecture de la cartographie des systèmes et du diagramme des flux. La cartographie des systèmes et du diagramme des flux pour les filières est la suivante :

Pour la filière simplifiée de Soubeyran (Figure 4.14) : Des toilettes à eau (P1) présentes au niveau du logement produisent des eaux-vannes (F_{EV}) qui sont transportées par une canalisation (T1) jusqu'au lombrifiltre sur filtre à sable (P2) situé au niveau de la parcelle. Les matières fécales fraîches (F_{MFF}) qui sont évacuées du filtre sont transportées dans une brouette (T1(s)) jusqu'au composteur (P1(s)). Ces composteurs peuvent recevoir les eaux pluviales conduisant à la formation de lixiviats (F_{LI}). Les matières fécales compostées (F_{MFC}) sont transportées dans une brouette (T2(s)) pour être utilisées au jardin (P2(s)) potentiellement au potager. Les eaux usées traitées (F_{EUT}) sont quant à elles transportées par une canalisation dans laquelle elles sont mélangées avec les eaux usées ménagères traitées (F_{EMT}) jusque dans un filtre à sable (P1(L)). Les eaux usées traitées sont ensuite dirigées par une canalisation (T2(L)) et peuvent avoir trois destinations. Elles peuvent être évacuées dans le réseau d'égout pluvial (P2(L)) ou être utilisées

pour l'arrosage (P3(L)). Elles peuvent également subir une filtration membranaire (P4(L)) avant d'être transportées par une canalisation (T3(L)) pour être utilisées comme eau de chasse des toilettes (P5(L)).

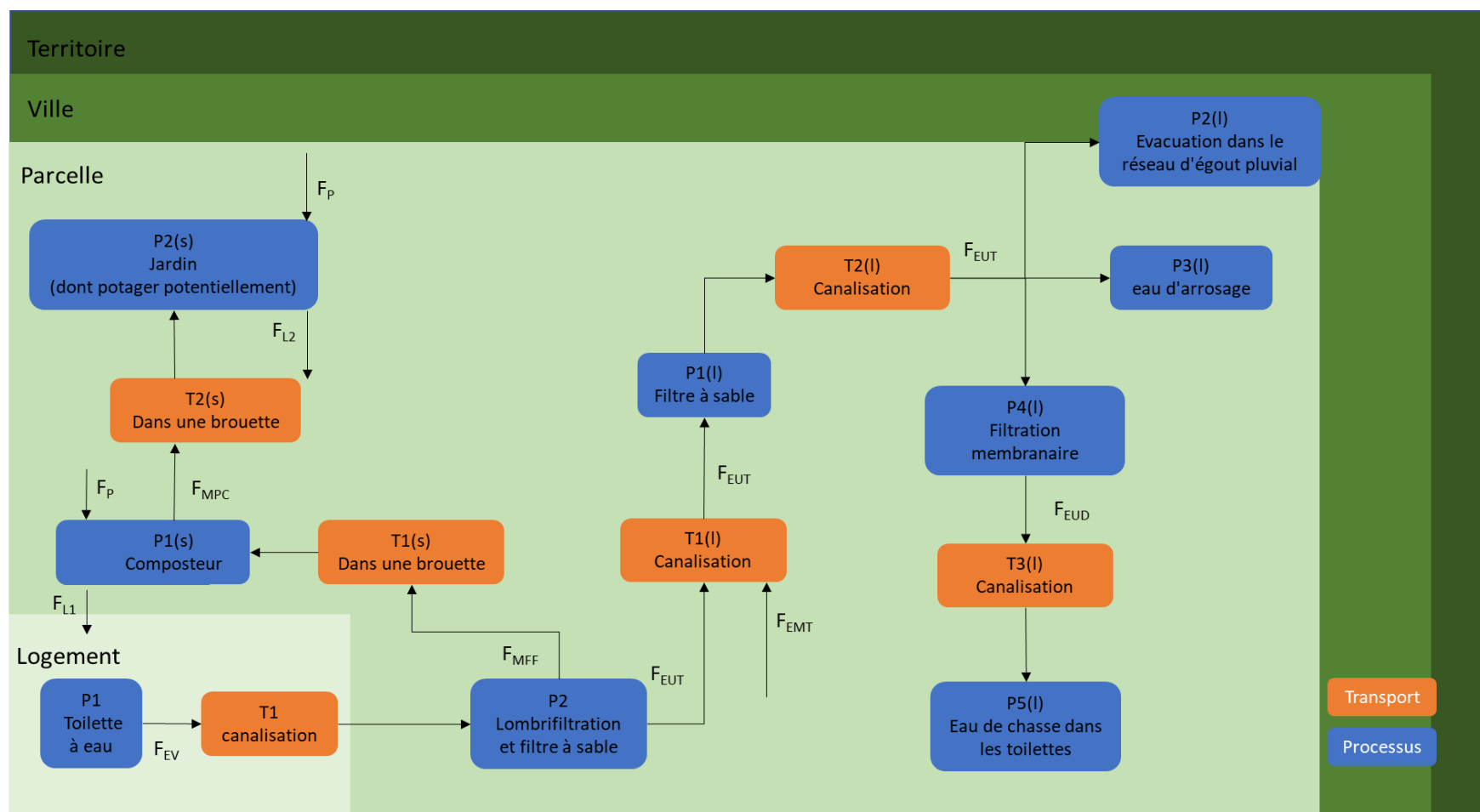


Figure 4.14 : Cartographie et diagramme de flux de la filière de gestion des matières fécales de Soubeyran F_P pour le flux de pluie, F_L pour le flux de lixiviats, F_{MFF} pour le flux de matières fécales fraîches, F_{MPC} pour le flux de matières pré-compostées, F_{EV} pour le flux d'eaux vannes, F_{EUT} pour le flux d'eaux usées traitées, F_{EMT} pour le flux d'eaux ménagères traitées

Pour la filière simplifiée de l'Ôôberge (Figure 4.15) : Des toilettes sèches à séparation (P1) présentes au niveau du logement collectent des matières fécales fraîches (F_{MFF}) qui sont ensuite transportées manuellement dans des caisses (T1) pour être déposées au niveau du local intermédiaire (P3) situé au niveau de la parcelle. Ces caisses sont ensuite transportées manuellement et à l'aide d'un véhicule motorisé (T2) dans la ville jusqu'au niveau du territoire où se situent les composteurs (P4). Ces composteurs reçoivent également de la pluie (F_P) pouvant produire des lixiviats (F_{L1}). Les matières fécales compostées (F_{MFC}) seront hypothétiquement transportées dans des caisses manuellement et à l'aide d'un véhicule motorisé (T3) jusqu'au jardin de l'habitat situé au niveau de la parcelle. Les matières épandues pourront recevoir des eaux de pluie conduisant à la formation de lixiviats (F_{L2}).

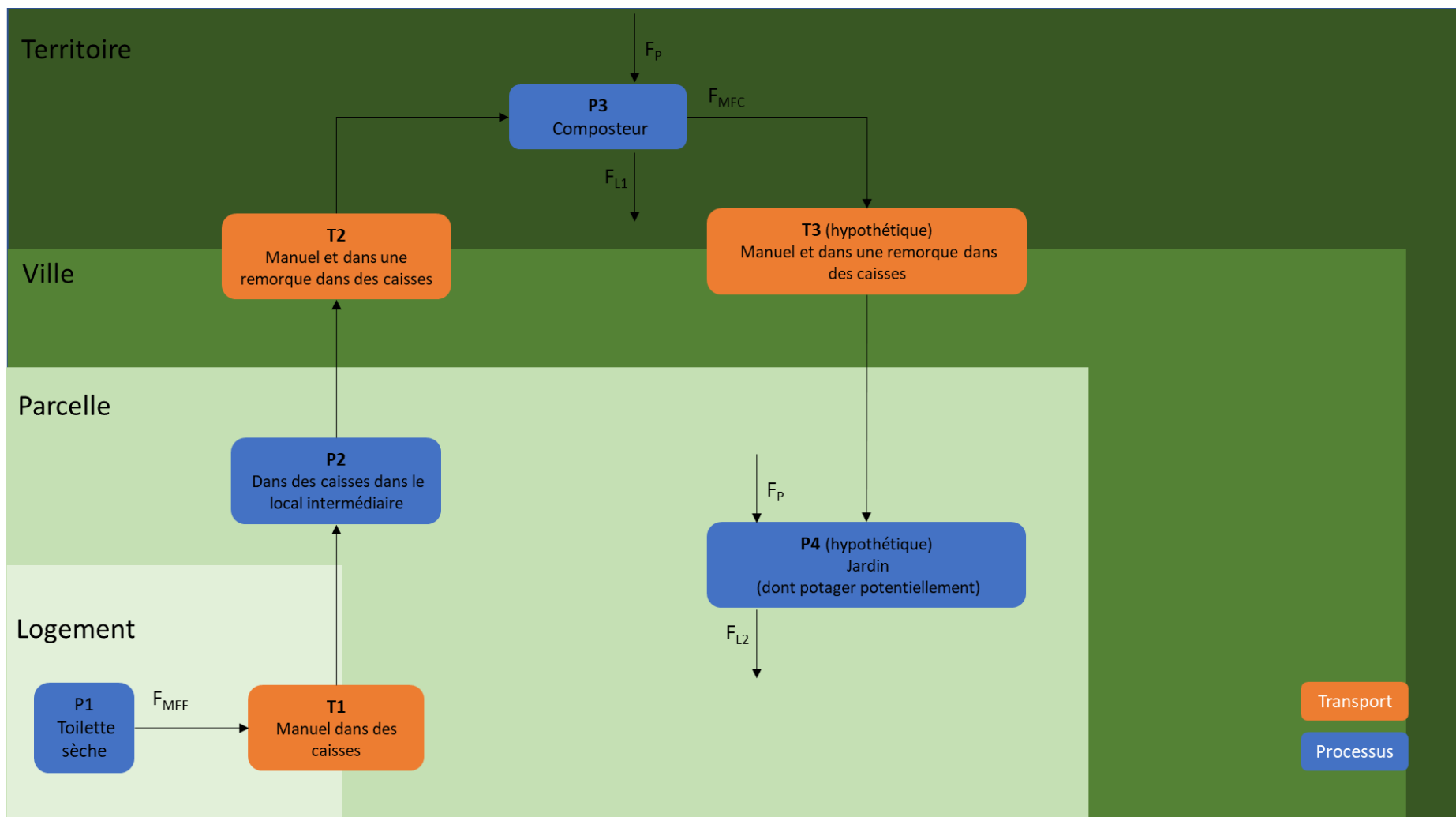


Figure 4.15 : Cartographie et diagramme de flux de la filière de gestion des matières fécales de l'Ôdôberge. FP pour le flux pluie, FL pour le flux de lixiviats, FMFF pour le flux de matières fécales fraîches, FMPC pour le flux de matières pré-compostées

Pour la filière simplifiée de Cressy (Figure 4.16): Les matières fécales fraîches (F_{MFF}) produites dans la toilette sèche à séparation (P1) située au niveau du logement sont transportées par une colonne de chute (T1) jusqu'à un composteur intérieur (P2) situé au niveau de la parcelle. Les matières fécales compostées (FMFC) sont ensuite transportées manuellement et à l'aide d'un chariot dans des caisses (T2) jusqu'au composteur extérieur (P3). Le composteur extérieur reçoit des eaux pluviales (F_P) ce qui peut conduire à la formation, de lixiviats (F_{L1}). Les matières fécales compostées sont transportées dans une brouette (T3) jusqu'au jardin (P4). Le jardin reçoit des eaux pluviales, ce qui peut conduire à la formation de lixiviats (F_{L2}).

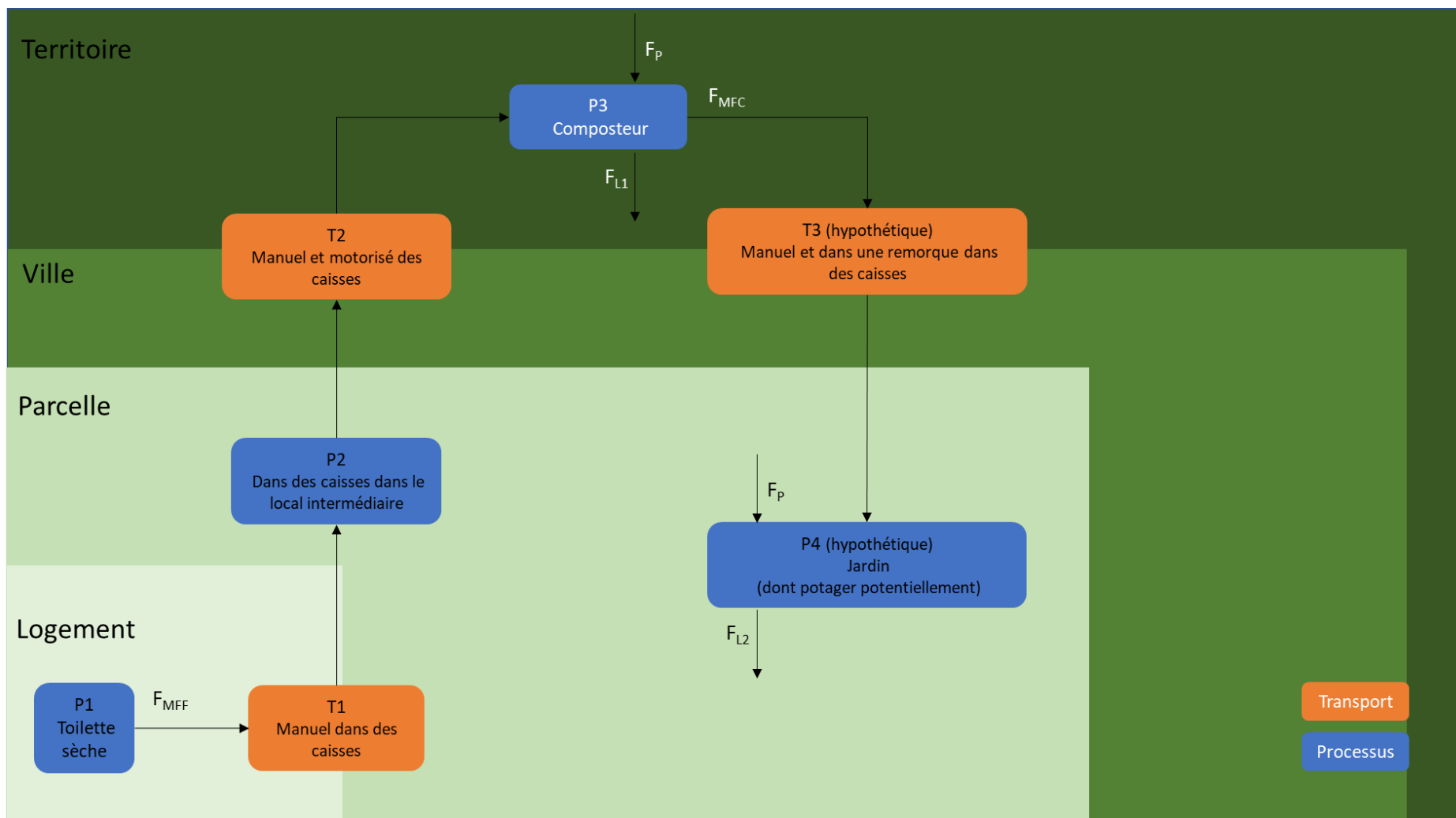


Figure 4.16 : Cartographie et diagramme de flux de la filière de gestion des matières fécales de Cressy. FP pour le flux pluie, FL pour le flux de lixiviats, FMFF pour le flux de matières fécales fraîches, FMPC pour le flux de matières pré-compostées

Pour la filière simplifiée de Au Clair du Quartier (Figure 4.17) : Des toilettes sèches à séparation (P1) présentes au niveau du logement collectent des matières fécales fraîches (F_{MFF}) qui sont ensuite transportées dans un seau (T1) jusqu'au composteur situé au niveau de la parcelle (P2). Les matières fécales compostées (F_{MFC}) sont ensuite transportées dans une brouette (T2) pour être épandues dans le jardin non alimentaire (P3). Les matières épandues peuvent recevoir les eaux pluviales (FP) conduisant à la production de lixiviats (F_{LI}).

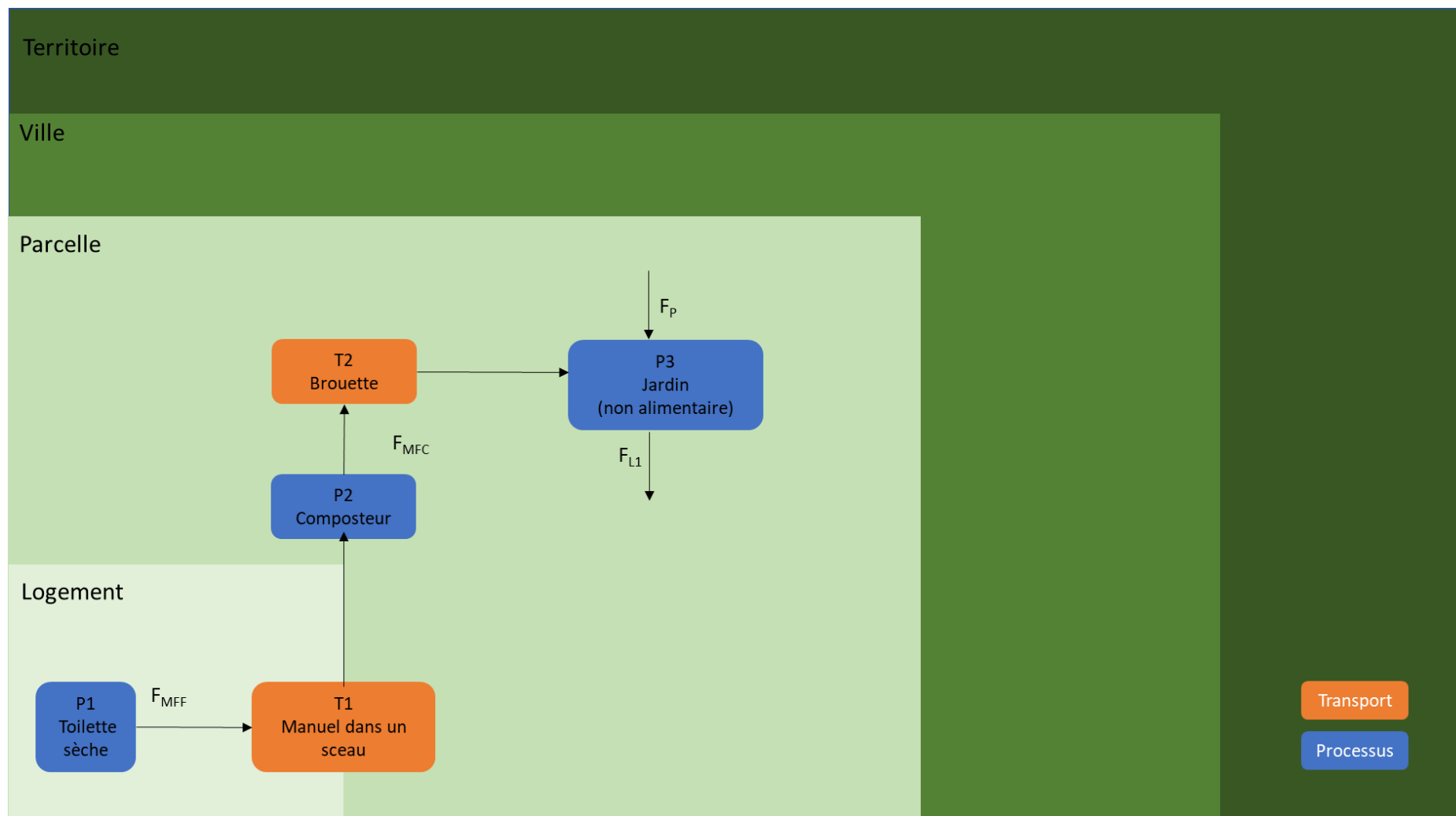


Figure 4.17 : Cartographie et diagramme de flux de la filière de gestion des matières fécales de Au Clair du Quartier. FP pour le flux pluie, FL pour le flux de lixiviats, FMFF pour le flux de matières fécales fraîches, FMPC pour le flux de matières pré-compostées

Pour la filière simplifiée du TAE (Figure 4.18) : Des toilettes à eau (P1) présentes au niveau du logement produisent des eaux-vannes (F_{EV}) qui sont transportées par une canalisation (T1) qui reçoit également les eaux ménagères et qui forment, avec les eaux-vannes, les eaux usées domestiques (F_{EUD}). Ces eaux usées domestiques sont transportées du logement jusque dans la ville où elles rejoignent un égout (T2) qui reçoit également les eaux pluviales (F_P) pouvant conduire au débordement des égouts (F_D) au niveau du territoire. L'ensemble des eaux usées domestiques et des eaux-vannes formant les eaux usées brutes (F_{EUB}). Ces eaux usées brutes sont transportées jusqu'à la station de traitement des eaux usées où elles subissent un processus de dessablage, dégrillage et dégraissage (P2) avant d'être transportées par une canalisation (T3) jusqu'au bassin d'aération et de décantation (P3). Les eaux traitées (F_{EUT}) sont rejetées dans le milieu naturel (P1(L)) au niveau du territoire. Les boues brutes sont quant à elle soutirées pour être transportées par une canalisation pour être déshydratées et compostées (P1(s)). Les boues traitées (F_{BT}) sont ensuite transportées dans un véhicule motorisé pour être épandues pour un usage agricole (P2(s)) à l'échelle du territoire. La pluie (F_P) peut entraîner la formation de lixiviats (F_{L2}).

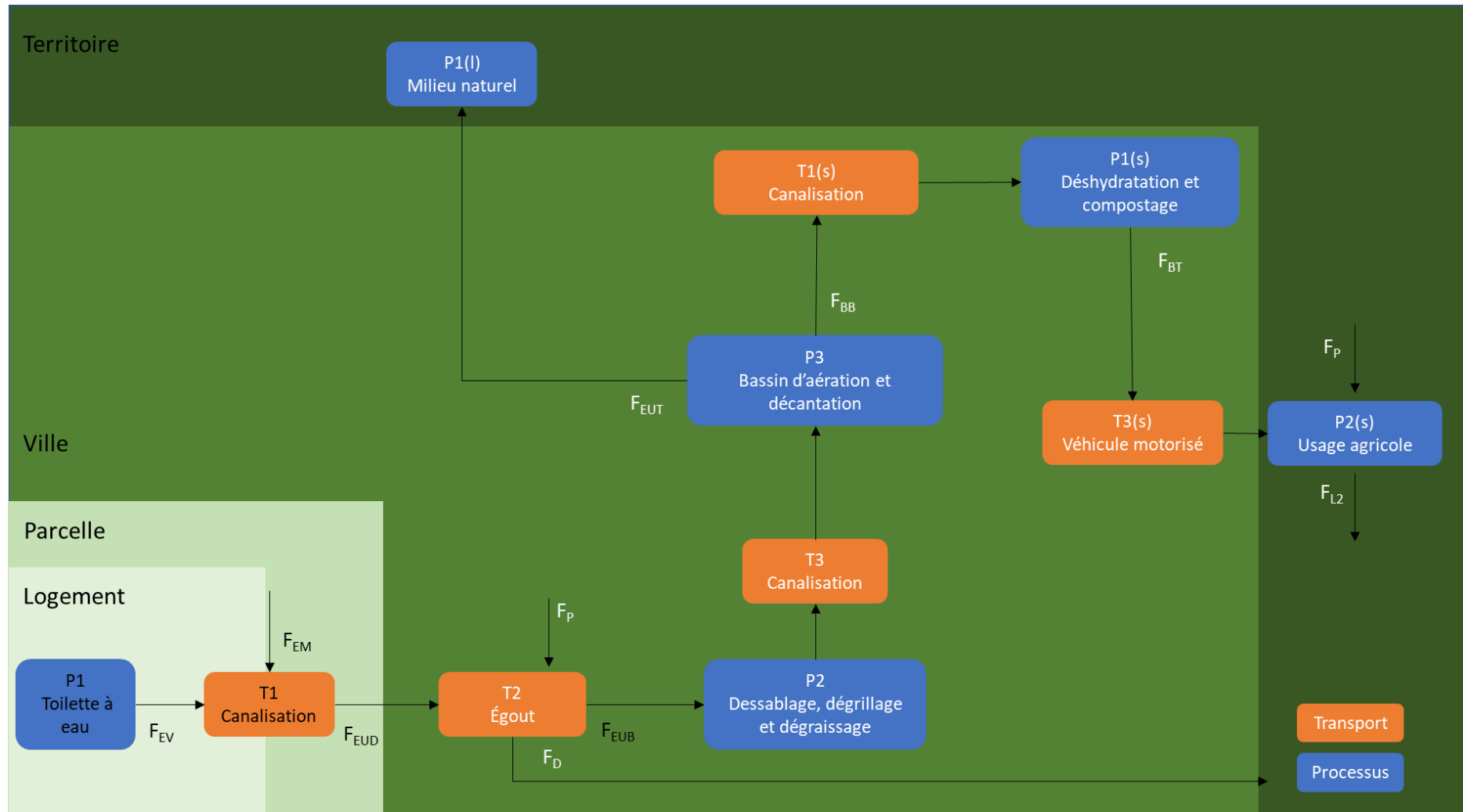


Figure 4.18 : Cartographie et diagramme de flux de la filière de gestion des matières fécales du TAE F_P pour le flux pluie, F_L pour le flux de lixiviats, F_{EV} pour le flux d'eaux vannes, F_{EUD} pour le flux d'eaux usées domestiques, F_{EUB} pour le flux d'eaux usées brutes, F_{EUT} pour le flux d'eaux usées traitées, F_{EM} pour le flux d'eaux ménagères, F_{BB} pour le flux de boues brutes et F_{BT} pour le flux de boues traitées

4.3.1.2. Les calculs de risques

Pour une question de lisibilité, seulement quelques exemples de calcul de risques directs (Tableau 4.12), indirects (Tableau 4.13) et par défaillances (Tableau 4.13) pour la filière de Au Clair du Quartier ont été mis dans le manuscrit, ci-dessous. Le reste des valeurs est disponible au lien suivant :

https://www.leesu.fr/ocapi/wp-content/uploads/2024/01/Annexe_analyse-de-risque.zip

Tableau 4.12 : Exemple de calcul de risques directs pour la filière de Au Clair du Quartier

Dispositif	Description	Bande danger	Niveau	Score	Bandes de quantité	Niveau	Score	Bandes de durée d'exposition	Niveau	Score
Interface usager	IU: Nettoyage de la toilette	Matières fraîches	Da4	1000	< à 1 litre ou < à 1 kg	Q1	5	< 15 min dans la journée	Du1	0,13
Transport matières solides 1	Tp1: Transport manuel du sceau de la toilette jusqu'au composteur situé à l'extérieur du bâtiment	Matières fraîches	Da4	1000	De 1 à moins de 100 litres ou de 1 à moins de 100 kg	Q2	10	De 15 min à moins de 2 heures dans la journée	Du2	0,25
Transvasement matières solides 1	Tv1: Nettoyage des sceaux au jet d'eau	Matières fraîches	Da4	1000	De 1 à moins de 100 litres ou de 1 à moins de 100 kg	Q2	10	< 15 min dans la journée	Du1	0,13

Dispositif	Bandes de fréquence	Niveau	Score	Bandes de l'état physique	Niveau	Score	Bandes de procédés	Niveau	Score
Interface usager	< ½ journée /semaine toutes les semaines	F1	0,13	Avec présence de liquides (eaux brunes, eau de chasse, urines..)	Ph3	1	ouvert	P3	0,8
Transport matières solides	De 1 à moins de 6 jours/mois tous les mois	F2	0,25	Solides peu friables qui forment peu de poussières lors de la manipulation (par exemple déchets verts, compost non criblé)	Ph1	0,1	Totalement fermé/clos	P1	0,3
Transvasement matières solides 1	De 1 à moins de 6 jours/mois tous les mois	F2	0,25	Solides peu friables qui forment peu de poussières lors de la manipulation (par exemple déchets verts, compost non criblé)	Ph1	0,1	émisif/dispersif	P4	1

Dispositif	Ventilation des locaux	Niveau	Score	Captage à la source	Niveau	Score	Bandes de scénarios d'exposition	Niveau	Score
Interface usager	Présence d'une ventilation générale mécanique	V4	0,7	Absence de captage localisé	V5	1	Contact possible du produit, de la matière avec une partie du corps ou avec des objets/surfaces sur lesquels le produit, la matière a été en contact	Sce4	0,7
Transport matières solides	Travail en extérieur	V3	0,5	Absence de captage localisé	V5	1	Pas de contact possible	Sce1	0,0001
Transvasement matières solides 1	Travail en extérieur	V3	0,5	Absence de captage localisé	V5	1	Contact possible du produit, de la matière avec une partie du corps ou avec des objets/surfaces sur lesquels le produit, la matière a été en contact	Sce4	0,7

Dispositif	Bandes de surface exposée	Niveau	Score	Exposition	Groupe exposé	Score de risque par inhalation	Niveau de risque	Score de risque par contact cutané	Niveau de risque
Interface usager	1 ou 2 mains	S1	0,1	Inhalation	G	47,32	Préoccupant	5,915	Modéré
Transport matières solides	1 ou 2 mains	S1	0,1	Inhalation	G	9,375	Modéré	0,00625	Modéré
Transvasement matières solides 1	Une ou tout en partie du (des) bras ou d'une (des) jambe(s)	S2	0,5	Inhalation	G	16,25	Préoccupant	113,75	Préoccupant

Tableau 4.13 : Exemple de calcul de risques indirects pour la filière de Au Clair du Quartier

Dispositif	Description	Exposition	Commentaires	Danger	Fréquences	Groupe exposé	Niveau de risque
Transport matières solides 1	Tp1: Transport manuel du sceau de la toilette jusqu'au composteur situé à l'extérieur du bâtiment	Renversement	Le couvercle du sceau n'est pas scellé, lors d'une chute les matières peuvent se renverser	Matières fraîches	Quelques fois par mois	G, CL	Sérieux
Transvasement matières solides 1	Tv1: Vidange du sceau dans le composteur	Renversement	Lors de la vidange, des matières peuvent tomber au sol, contaminant les surfaces autour du composteur	Matières fraîches	Quelques fois par mois	G, CL	Sérieux
Transvasement matières solides 1	Tv1: Nettoyage des sceaux au jet d'eau	Production d'aérosols, de poussières	Pendant l'entretien, l'utilisation d'un jet peut produire des aérosols contaminant les surfaces et exposant les personnes autour	Matières fraîches	Quelques fois par mois	G, CL	Sérieux

Tableau 4.14 : Exemple de calcul de défaillances pour la filière de Au Clair du Quartier

Dispositif	Description	Exposition	Commentaires	Danger	Fréquences	Groupe exposé	Niveau de risque
Interface usager	IU: Toilette sèche à séparation	Contamination croisée	Des matières fécales peuvent se retrouver dans le séparateur des urines	Matières fraîches	Tous les jours	U	Sérieux
Stockage matières solides 1	S1: Stockage des matières fécales dans un sceau	Insectes et autres animaux	Lors d'un dysfonctionnement du système d'aération, les insectes peuvent se développer dans le dispositif	Matières fraîches	Tous les jours	U	Sérieux
Stockage matières solides 1	S1: Stockage des matières fécales dans un sceau	Débordement	Sans contrôle de l'utilisateur, les matières peuvent déborder du sceau	Matières fraîches	Tous les jours	U	Sérieux
Stockage matières solides 2	S2: Composteur d'1m ³ situé à l'extérieur du bâtiment	Contamination croisée	Si le matériel est insuffisamment lavé, celui-ci peut être encore contaminé	Matières partiellement hygiénisées	Quelques fois par mois	G, CL	Préoccupant

Au total, 39 risques ont été recensés pour la filière de Cressy, 34 pour la filière de Au Clair du Quartier, 37 pour la filière de l'Ôôôberge, 46 pour la filière de Soubeyran et 56 pour la filière du TAE (Tableau 4.15).

Tableau 4.15 : Nombre de risques recensés en fonction des types de risque et des filières

Filières	Directs	Indirect	Défaillances	Total
Cressy	12	17	9	38
Au Clair du Quartier	13	15	5	33
L'Ôôôberge	13	9	15	37
Soubeyran	13	13	19	45
TAE	15	20	21	56

4.3.1.2.1. Risques directs recensés

Concernant la présence de risques directs, celle-ci est liée à une action réalisée par un gestionnaire sur la filière de gestion des matières fécales et chaque action présente un risque d'exposition par voie cutanée et par inhalation. Les risques directs ont été compilés dans la Figure 4.19, par voie d'exposition par filière et en fonction du niveau de risque pour les différentes filières. Les résultats sont les suivants :

- pour la filière de Cressy ont été recensés 11 risques modérés, 1 risque préoccupant et 0 risque sérieux par inhalation et 11 risques modérés, 1 risque préoccupant et 0 risque sérieux par voie cutanée ;

- pour la filière de Au Clair du Quartier, ont été recensés 6 risques modérés, 5 risques préoccupant et 0 risque sérieux par inhalation et 5 risques modérés, 6 risques préoccupants et 0 risque sérieux par voie cutanée ;

- pour la filière de l'Ôôôberge, ont été recensés 8 risques modérés, 5 risques préoccupants et 0 risque sérieux par inhalation et 11 risques modérés, 2 risques préoccupants et 0 risque sérieux par voie cutanée ;

- pour la filière de Soubeyran, ont été recensés 4 risques modérés, 9 risques préoccupant et 0 risque sérieux par inhalation et 6 risques modérés, 6 risques préoccupants et 1 risque sérieux par voie cutanée ;

- pour la filière du TAE, ont été recensés 3 risques modérés, 3 risques préoccupants et 9 sérieux par inhalation et 3 risques modérés, 3 risques préoccupants et 9 risques sérieux par voie cutanée.

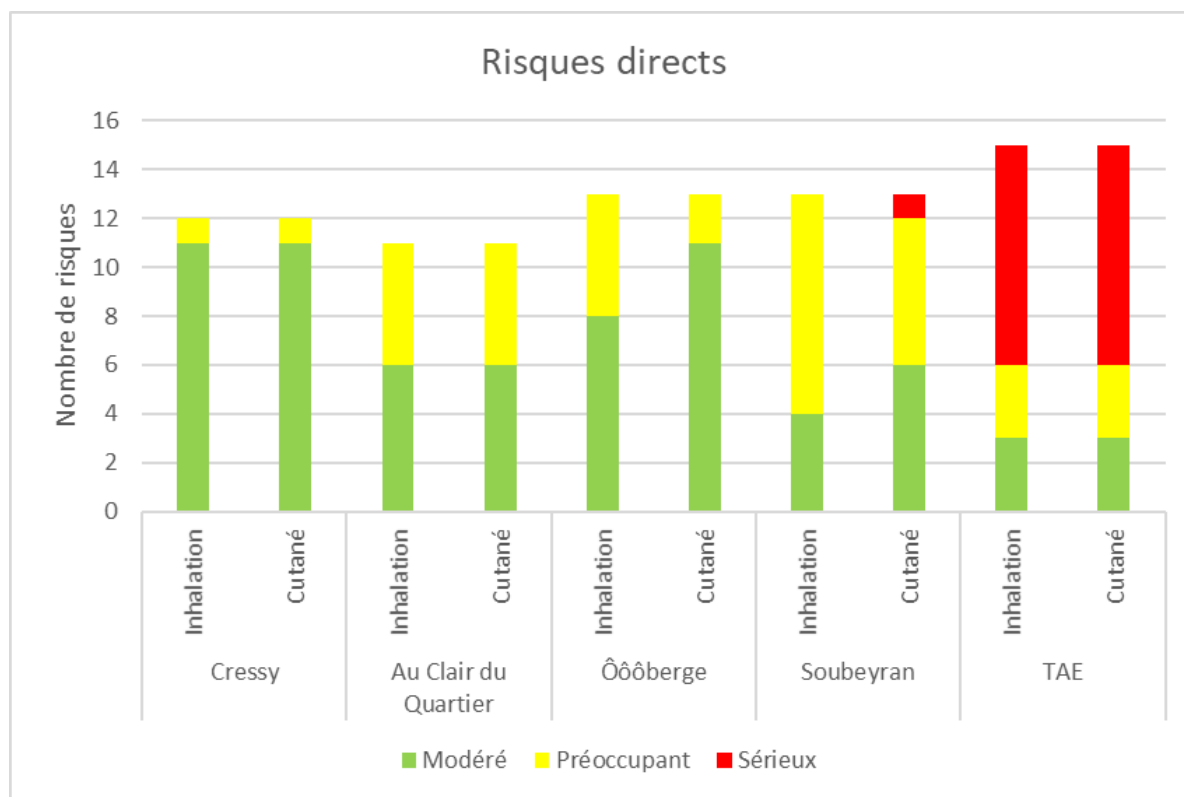


Figure 4.19 : Nombre de risques directs en fonction des voies d'exposition par filière et du niveau du niveau de risque

Au sein des filières, certaines actions présentent un risque par inhalation dont le niveau calculé est indiqué comme étant préoccupant, et ce, alors qu'il n'y a pas d'émission d'aérosols ou de poussières. Ex. : le transport de fèces dans des caisses de la toilette à la zone de stockage intermédiaire dans le cas de l'Ôôôberge. Le score par inhalation est indiqué comme préoccupant alors que les matières sont peu friables et que les caisses sont fermées. Le score de risque est de 24, ce qui est proche de la limite basse du niveau de risque préoccupant. Le risque par inhalation est plus présent dans une gestion des matières sous forme liquide plutôt que sèche étant donné que les procédés impliqués peuvent être émissifs et dispersifs. Il est donc possible que le risque par inhalation soit exagéré pour les filières de gestions des matières fécales sèches.

4.3.1.2.2. Risques indirects recensés

La présence de risques indirects est liée à la probabilité d'apparition d'un aléa pouvant exposer un ou plusieurs groupes de personnes. Les risques indirects ont été compilés dans la Figure

4.20, en fonction du groupe exposé et du niveau du niveau de risque pour les différentes filières.

Les résultats sont les suivants :

- pour la filière de Cressy ont été recensés 12 risques modérés, 1 risque préoccupant et 0 risque sérieux pour le gestionnaire, et 13 risques modérés, 0 risque préoccupant et 0 risque sérieux pour la communauté locale (CL), l'utilisateur (U) et la communauté élargie (CE) ne sont pas exposés ;

- pour la filière de Au Clair du Quartier, 16 risques indirects ont été recensés soit 1 risque modéré, 0 risque préoccupant et 3 risques sérieux pour le gestionnaire, et 5 risques modérés, 4 risques préoccupants et 7 risques sérieux pour la communauté locale (CL), l'utilisateur (U) et la communauté élargie (CE) ne sont pas exposés ;

- pour la filière de l'Ôôberge, ont été recensés 0 risque modéré, 0 risque préoccupant et 1 risque sérieux pour l'utilisateur, 2 risques modérés, 0 risque préoccupant et 5 risques sérieux pour le gestionnaire, et 3 risques modérés, 0 risque préoccupant et 0 risque sérieux pour la communauté locale (CL), la communauté élargie (CE) n'est pas exposée ;

- pour la filière de Soubeyran, ont été recensés 0 risque modéré, 0 risque préoccupant et 1 risque sérieux pour l'utilisateur, 0 risque modéré, 1 risque préoccupant et 5 risques sérieux pour le gestionnaire, et 1 risque modéré, 6 risques préoccupants et 4 risques sérieux pour la communauté locale (CL), la communauté élargie (CE) n'est pas exposée ;

- pour la filière du TAE, ont été recensés 0 risque modéré, 0 risque préoccupant et 1 risque sérieux pour l'utilisateur, 1 risque modéré, 1 risque préoccupant et 10 risques sérieux pour le gestionnaire, et 0 risque modérés, 0 risque préoccupant et 3 risques sérieux pour la communauté locale (CL), et 2 risques modérés, 0 risque préoccupant et 2 risques sérieux pour la communauté élargie (CE) n'est pas exposée.

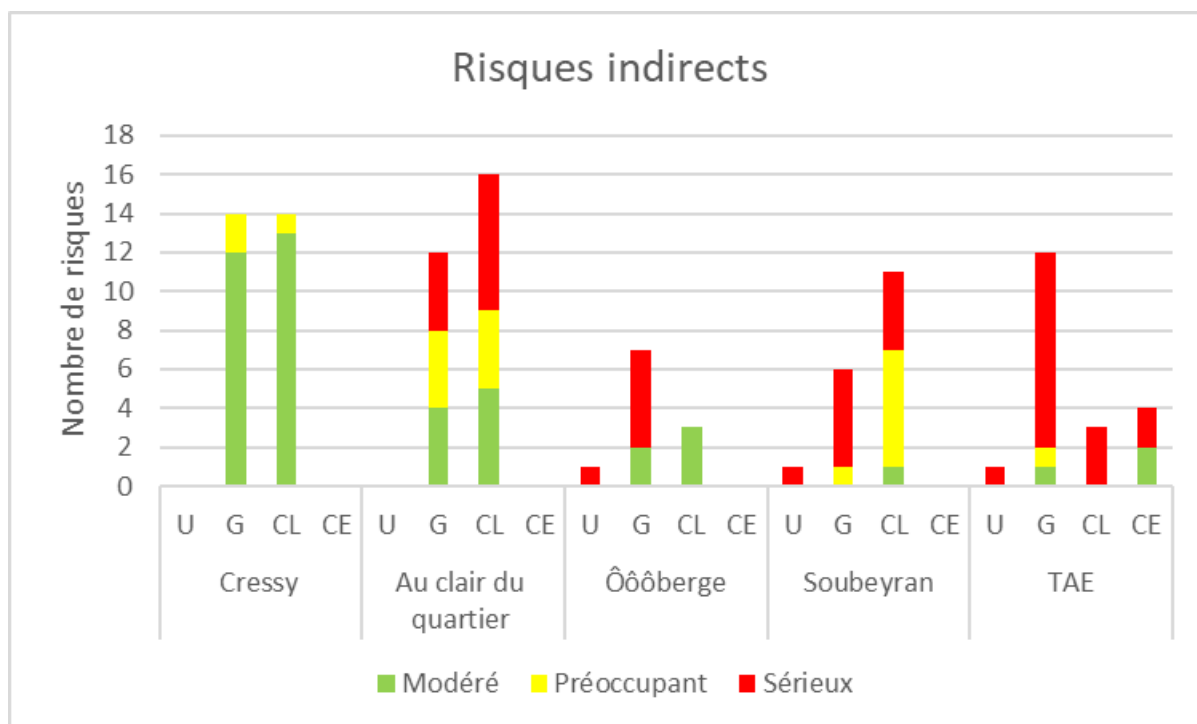


Figure 4.20 : Nombre de risques indirects en fonction du groupe exposé (U pour utilisateur, G pour gestionnaire, CL pour communauté locale et CE pour communauté élargie) dans les filières et du niveau du niveau de risque

4.3.1.2.3. Défaillances recensées

La présence de défaillance est liée à la présence d'une mesure préventive pour empêcher l'apparition d'un aléa pouvant exposer un ou plusieurs groupes de personnes. Les défaillances ont été compilées dans la Figure 4.21, en fonction du groupe exposé et du niveau du niveau de risque pour les différentes filières. Les résultats sont les suivants :

- Pour la filière de Cressy, ont été recensés 0 risque modéré, 0 risque préoccupant et 3 risques sérieux pour l'utilisateur, et 3 risques modérés, 0 risque préoccupant et 4 risques sérieux pour le gestionnaire, et 3 risques modérés, 0 risque préoccupant et 3 risques sérieux pour la communauté locale (CL), la communauté élargie (CE) n'est pas exposée ;

- Pour la filière de Au Clair du Quartier, ont été recensés 0 risques modérés, 0 risque préoccupant et 4 risques sérieux, et 0 risque modérés, 1 risque préoccupant et 0 risque sérieux pour le gestionnaire, et 0 risque modérés, 0 risque préoccupant et 1 risque sérieux pour la communauté locale (CL), la communauté élargie (CE) n'est pas exposée ;

- Pour la filière de l'Ôôôberge, ont été recensés 0 risque modéré, 0 risque préoccupant et 5 risques sérieux pour l'utilisateur, et 4 risques modérés, 0 risque préoccupant et 8 risques

sérieux pour le gestionnaire, et 0 risque modérés, 0 risque préoccupant et 3 risques sérieux pour la communauté locale (CL), la communauté élargie (CE) n'est pas exposée ;

Pour la filière de Soubeyran, ont été recensés 0 risque modéré, 0 risque préoccupant et 1 risque sérieux pour l'utilisateur, 3 risques modérés, 0 risque préoccupant et 0 risque sérieux pour le gestionnaire, et 2 risques modérés, 6 risques préoccupants et 10 risques sérieux pour la communauté locale (CL), la communauté élargie (CE) n'est pas exposée ;

Pour la filière du TAE, ont été recensés 0 risque modéré, 0 risque préoccupant et 2 risques sérieux pour l'utilisateur, 0 risque modéré, 0 risque préoccupant et 15 risques sérieux pour le gestionnaire, et 0 risque modérés, 0 risque préoccupant et 4 risques sérieux pour la communauté locale (CL), la communauté élargie (CE) n'est pas exposée.

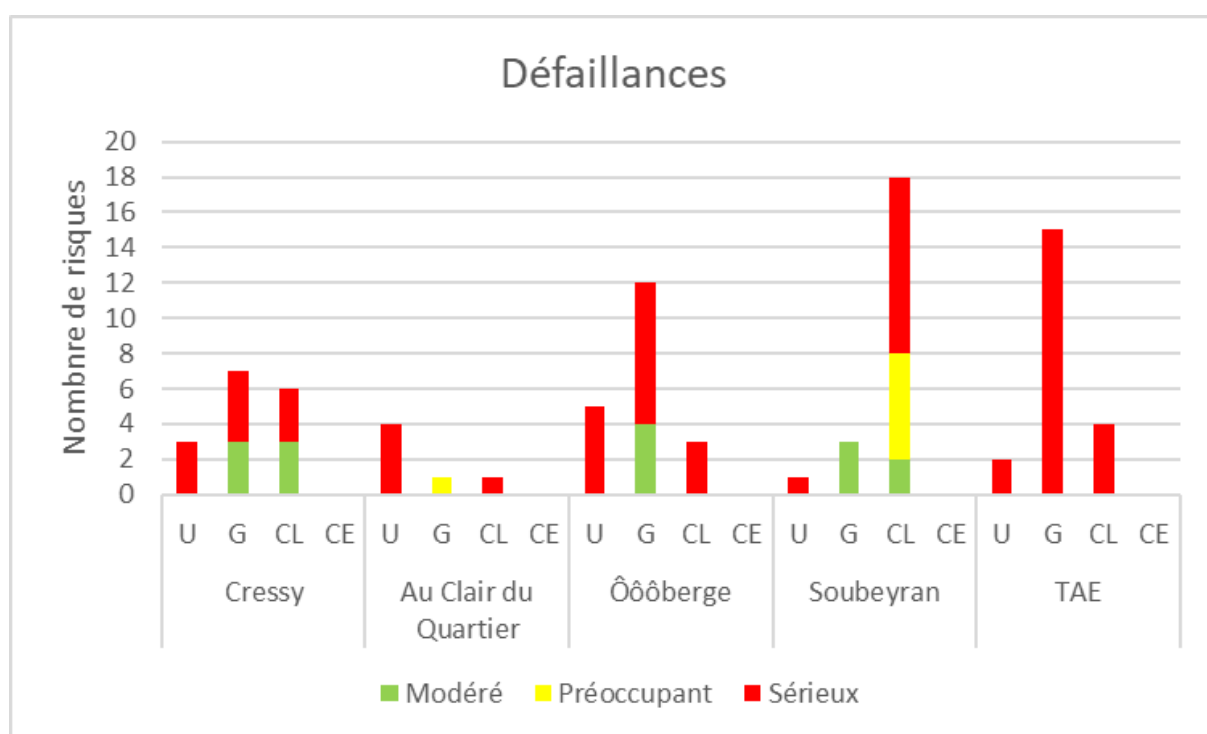


Figure 4.21 : Nombre de défaillances en fonction du groupe exposé (U pour utilisateur, G pour gestionnaire, CL pour communauté locale et CE pour communauté élargie) dans les filières et du niveau du niveau de risque

4.3.2 Des barrières simples à mettre en place pour une maîtrise plus efficace du risque infectieux entérique

Le niveau de risque mesuré sur les filières est principalement influencé par deux facteurs qui sont la dangerosité de la matière impliquée qui dépend de la présence et de localisation d'un traitement hygiénisant dans la filière de gestion des fèces, et la fréquence d'utilisation des dispositifs ou des actions à réaliser. Les différences de RIE observées entre les filières sont notamment dues à la localisation de la filière, à la physique de la matière (solide, liquide) et des flux gérés (Tableau 4.16).

Tableau 4.16 : Type de gestion en fonction de la localisation de la filière, la physique de la matière et des flux gérés en fonction des filières

Filière	Localisation de la filière		Physique de la matière		Flux gérés	
	Gestion sur site (décentralisée)	Gestion hors site (centralisée)	Gestion humide	Gestion sèche	Gestion séparée	Gestion unitaire
Cressy	X			X	X	
Au Clair du Quartier	X			X	X	
Ôôôberge		X		X	X	
Soubeyran	X		X		X	
TAE		X	X			X

4.3.2.1. Gestion locale ou décentralisée

La cartographie du système et le diagramme de flux permettent de mettre en avant des différences dans la spatialité des systèmes. Cressy, au Clair du Quartier, et Soubeyran ont une filière qui est installée à l'échelle de l'habitat et des flux qui sont traités à la même échelle. Nous qualifierons ces filières de gestion des matières fécales sur site ou décentralisées, car ne gérant qu'une partie des matières fécales produites au niveau de la ville. En traitant les matières hors site, dans des zones faiblement peuplées, l'Ôôôberge et le TAE ont une gestion des flux de matière au niveau de la ville. La spatialité des filières influence directement les groupes de personnes potentiellement exposés. En traitant les matières sur place, les filières de gestion sur site induisent un risque plus grand pour la communauté locale du fait de la proximité avec les matières par rapport aux filières hors sites installées dans des zones souvent à l'écart des zones densément peuplées. On peut notamment observer cette différence sur la Figure 4.20 dans laquelle la communauté locale est plus exposée pour les filières sur site par rapport aux filières hors site.

La gestion décentralisée des matières fécales peut être définie comme la collecte de matières provenant de bâtiments individuels ou de quartiers en vue d'un traitement sur place. De fait, le volume de matière géré par une filière décentralisée est plus limité que dans un système centralisé où les matières collectées provenant d'une zone urbaine large sont évacuées hors-site pour être traitées. En se basant sur les chiffres de l'INSEE qui estime à 2,17 (nous arrondirons à 2) le nombre de personnes habitant par logement en France en 2020 (Insee, 2023), cela nous donne 26 habitants raccordés à Cressy, 10 pour Au Clair du Quartier, 46 pour l'Ôôberge, 76 pour Soubeyran et 2200 pour le TAE.

Une gestion décentralisée permet un traitement des matières plus proche de la toilette que ce soit spatialement ou au sein de la filière :

- spatialement, le danger lié aux matières est déplacé sur une plus courte distance limitant l'exposition pendant le transport. Bien que les filières sur site nécessitent un transport moins long des matières jusqu'au traitement, celui-ci doit être réalisé de manière à limiter l'exposition de la communauté locale, en évitant par exemple, le transport de matières fécales ou le traitement des matières dans les endroits à forte fréquentation ;

- dans la filière, le traitement hygiénisant peut être situé juste après le groupe fonctionnel de l'interface utilisateur ce qui permet de réduire le danger lié aux matières fécales pour les groupes fonctionnels suivants. C'est le cas pour la filière de gestion de Cressy pour laquelle les effets sur le RIE sont visibles sur l'analyse des risques directs et indirects (Figure 4.19 et Figure 4.20) qui comprennent peu de risques préoccupants et aucun risque sérieux. Cependant, la présence de risques indirects induit que des mesures préventives n'ont pas été mises en place après traitement. En cas de défaillance du groupe fonctionnel stockage/traitement et donc de matières insuffisamment hygiénisées, l'absence de mesure de prévention aurait un risque important sur les dispositifs suivants. Pour toutes les autres filières, le traitement est situé à la fin de la filière, avant l'usage final. Les personnes sont donc exposées à des matières dont le danger est critique au sein des groupes fonctionnels précédents.

Dans les filières de gestion décentralisées, une partie des habitants des logements connectés sont gestionnaires de la filière comme c'est le cas, par exemple, pour d'autres filières de gestion de matières produites à l'échelle du foyer, telles que les matières plastiques ou putrescibles. Les utilisateurs collectent et transportent les matières au niveau de points de collectes intermédiaires. Dans ces points de collecte, les matières peuvent être directement traitées

comme c'est le cas dans la filière de Au Clair du Quartier ou de Cressy, ou être ensuite récupérées pour être acheminées vers un centre de traitement, comme c'est le cas dans la filière de l'Ôdôberge. La multiplicité des gestionnaires dans la filière par séparation à la source diminue la fréquence des actions à réaliser par une seule personne diminuant son exposition et donc le RIE. Cependant, dans la pratique, chaque utilisateur peut avoir une manière d'effectuer ces tâches qui est différente des autres, augmentant potentiellement les aléas pouvant survenir. Un aléa très présent dans les systèmes de gestion des matières fécales sur site est la probabilité d'une contamination croisée (Figure 4.22). Il est fréquent, dans ces filières, que le matériel utilisé ait d'autres utilités, pour le jardinage notamment (brouette, pelle, seaux).

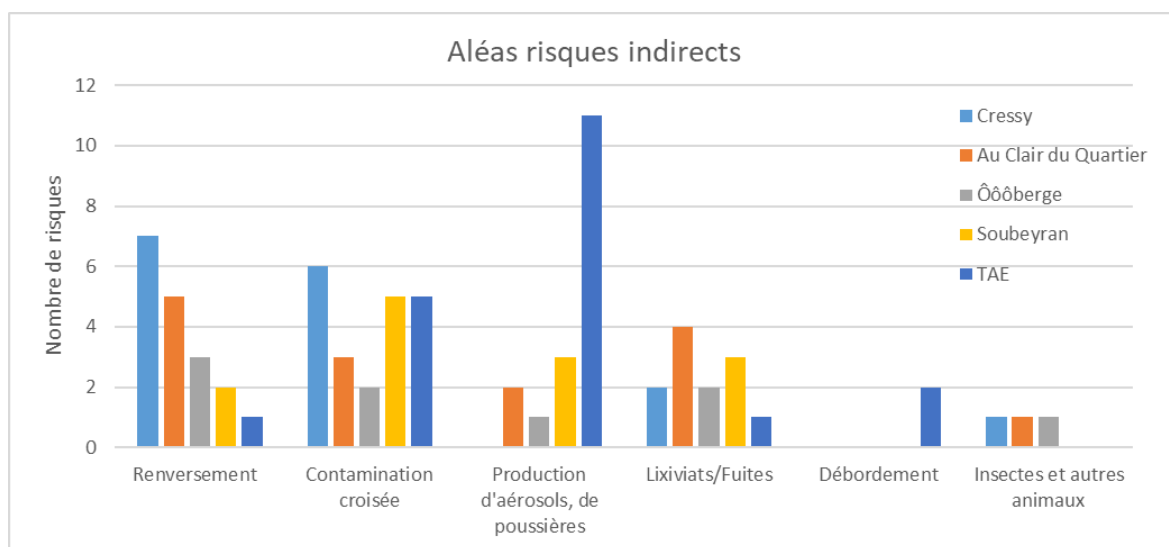


Figure 4.22 : Somme des aléas recensés par filière

4.3.2.2. Gestion manuelle ou automatisation

Au niveau des flux gérés par les systèmes, Cressy, Au Clair du Quartier et l'Ôdôberge ont une gestion sèche des matières fécales à l'inverse des filières de Soubeyran et du TAE dans lesquelles les matières fécales sont mélangées à l'eau de la chasse. Nous pouvons distinguer plusieurs effets de l'usage d'eau dans la filière de gestion des matières fécales.

Les filières de Soubeyran et du TAE possèdent un RIE accru associé à l'exposition par inhalation induite par la production d'aérosols au niveau de dispositif émissifs/dispersifs. La présence de liquide accentue également la présence d'aléas concernant les fuites ou les lixiviats. Dans le cas des filières sèches, ces aléas sont également présents du fait du lavage des équipements ou de l'entrée de la pluie dans le système de stockage. À Soubeyran, Au Clair du quartier et à Cressy, les matières solides sont stockées dans des composteurs non étanchéifiés et qui sont en contact direct du sol, ce qui peut entraîner l'infiltration de lixiviats (Figure 4.22).

L'utilisation d'eau dans la filière comme transporteur nécessite ensuite de séparer les matières solides des matières liquides pour traiter l'eau avant son rejet dans le milieu naturel. La séparation entre les matières liquides et les matières solides requiert la mise en place de deux filières distinctes. Sur la cartographie, les systèmes de gestion des matières fécales ayant une gestion des matières fécales de façon humides (TAE et Soubeyran) possèdent plus de groupes fonctionnels que les filières gérant les matières fécales de manière sèche, ces dernières ne nécessitant qu'un seul traitement. Le nombre de groupe fonctionnel influence le nombre d'actions à réaliser sur la filière ainsi que le nombre de dispositifs et donc, le nombre de risques recensés sur la filière (Figure 4.23). Une gestion humide des matières fécales induit également un volume plus grand de matières contaminées par les matières fécales par rapport à une gestion sèche.

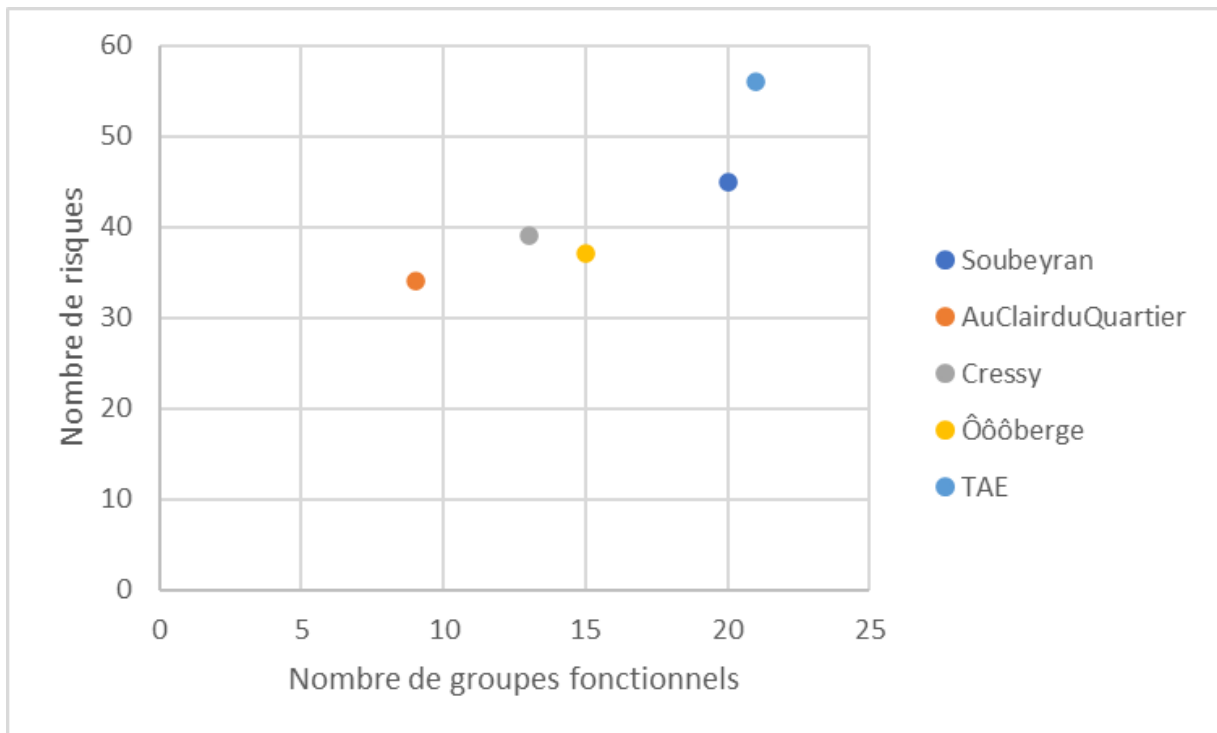


Figure 4.23 : Nombre de risques recensés en fonction du nombre de groupes fonctionnels définis par filières

Le nombre de risques directs est directement associé aux nombres d'actions réalisées sur la filière. Comme l'écrivent Montangero et Strauss (2004), l'utilisation de technologie low-tech telle qu'utilisée dans les systèmes de gestion des matières fécales par voies sèches nécessite une maintenance et une observation minutieuse. Le fait que les matières mises en œuvre soient sous

forme solides, et non liquides, limite l'automatisation des filières pour le transport des matières. Il est possible d'utiliser la gravité en connectant les toilettes à une canalisation située sous la toilette (Cressy), ou en utilisant un tapis (Ôôôberge) pour acheminer les matières vers un stockage intermédiaire de plus grande capacité. L'automatisation limitée de ces filières nécessite en contrepartie une manutention accrue, ce qui accentue les expositions potentielles pour les gestionnaires. Les aléas les plus fréquents sont ceux dans lesquels les matières ne sont pas isolées (contenant non verrouillé) et qui induisent une probabilité de renversement pendant le transport ou le transvasement d'un contenant à un autre.

La gestion des matières fécales sous forme liquide permet l'automatisation des flux par l'utilisation de pompes ou simplement de la gravité, réduisant la fréquence des tâches à réaliser par le gestionnaire, comme c'est le cas dans la filière de Soubeyran ou pour le TAE. Cela a pour effet que, malgré une filière plus importante du point de vue du nombre de groupe fonctionnel présent, le nombre de risques directs pour les filières humides des matières fécales est proche de celui des filières sèches (Figure 4.19). Cependant, comme nous pouvons le voir sur la Figure 4.21, l'automatisation des filières induit un plus grand nombre de défaillances. En effet, l'utilisation de liquides permet à ces systèmes d'utiliser des pompes pour le transport des matières qui se déclenchent automatiquement et évitent le débordement des dispositifs. En automatisant leur système, ces filières sont aussi plus assujetties aux pannes. Les systèmes de gestion des matières fécales par voie sèches sont peu automatisés, les tâches étant effectuées par des personnes. Il pourrait être intéressant de considérer les incidents subits par un gestionnaire et l'empêchant de pouvoir effectuer sa tâche comme une défaillance. Nous aurions également pu prendre en compte une deuxième échelle d'analyse avec la présence ou l'absence de matériel de rechange ou de générateur de secours.

4.3.2.3. Gestion unitaire ou séparée

L'objet de cette thèse est d'analyser les filières par séparation à la source. Comme nous l'avons vu dans la section 4.1.1, cette séparation peut avoir lieu pour une partie des flux ou pour l'ensemble des flux gérés au niveau du domicile. Les filières de Au clair du Quartier, l'Ôôôberge ou Cressy ont une gestion séparée des matières fécales. Dans le cas de Soubeyran, les eaux ménagères sont gérées de manière commune après le traitement des matières fécales, ce qui limite leur contamination (Figure 4.14). Enfin, dans la filière du TAE, celle-ci gère de

manière conjointe les matières fécales avec les autres eaux usées (urines, eaux ménagères, eaux pluviales).

La gestion unitaire des matières fécales limite l'hygiénisation des matières de deux manières,

- premièrement, plus les flux sont gérés de manière commune, plus le volume de matières contaminées par les matières fécales augmente. En fonction du dimensionnement du dispositif de stockage, un grand volume de matière géré peut accentuer le risque de débordement. C'est le cas pour la gestion des eaux pluviales par l'égout, le trop grand volume d'eau de pluie entrant dans le réseau conduisant à son débordement. Cet aléa n'est pas présent sur les filières par séparation à la source. Le débordement entraîne le rejet de matières dont le danger est critique dans l'environnement. ;

- deuxièmement le volume accru de matières à gérer par la filière peut limiter la mise en place d'un traitement hygiénisant. Toutes les filières ayant une gestion séparée des effluents possèdent un traitement hygiénisant de leur matière. Dans le cas du TAE, un traitement hygiénisant est présent pour les boues d'épuration seulement, les eaux usées traitées ne sont pas hygiénisées.

Le volume accru de matières gérées dans le cas d'une filière unitaire accentue également la gravité du RIE associé à ces deux aléas (débordement et absence de traitement hygiénisant). Plus le volume de matières contaminées rejetées est grand et plus le risque d'exposition est important. La filière du TAE est la seule à exposer la communauté élargie (CE).

4.3.2.4. Filières corrigées

Les filières de gestion des matières fécales par séparation à la source évoluent en fonction des retours d'expérience des utilisateurs ainsi que des possibilités de gestions. Ainsi, pour la filière de Cressy, le développement du Pitribon par l'association Aneco a encouragé les habitants à séparer les urines limitant la production de lixiviats contaminés par les OPP entériques présents dans les matières fécales. Pour la filière de Soubeyran, c'est la nature du substrat filtrant qui a été changée suite à la dégradation rapide des plaquettes de bois. Les habitants ont décidé d'utiliser du charbon beaucoup plus résistant à la dégradation, ce qui devrait permettre de largement accroître la durée avant son changement. Basés sur ces changements, nous avons voulu observer les effets de la mise en place de mesures préventives sur les risques au sein des

filières. Les aléas pour les risques indirects et la gravité des expositions mesurés pour les risques directs sont associés à la présence, ou à l'absence de mesures préventives. Dans le cas des aléas, les mesures préventives à mettre en place sont décrites dans l'Annexe 4, et dans le cas de l'analyse directe, les mesures préventives correspondent aux bandes présentant les scores de risques les plus faibles, c'est-à-dire le RIE le plus faible (Annexe 3). Nous avons étudié ces effets seulement sur les risques indirects par manque de temps pour analyser les effets sur les risques directs, nous n'avons pas prévu de mesures préventives pour les défaillances dans le développement de l'analyse.

L'analyse des risques indirects corrigés est basée sur des mesures préventives faciles à mettre en place.

Ces mesures concernaient :

- le compostage hors sol et couvert pour la pluie pendant une durée de deux ans qui permet d'éviter la formation de lixiviats et garantit une hygiénisation complète des matières ;
- le lavage des équipements et leur utilisation spécifique pour la gestion des matières fécales afin d'éviter la contamination croisée ;
- les composteurs fermés de manière à éviter l'entrée d'insectes et autres animaux ;
- les contenants fermés et verrouillés pour éviter les risques de renversement pendant le stockage et le transport ;
- le lavage des équipements sur une aire de lavage dédiée et le dispositif de lavage réalisé de manière à éviter la production d'aérosols (lavage manuel à l'éponge, ou lavage par-dessous).

En plus des mesures préventives indiquées ci-dessus, nous avons également considéré que des mesures spécifiques pour certaines filières étaient mises en place. Pour la filière de Soubeyran, nous avons pris en compte le changement de la nature du substrat filtrant ce qui devrait permettre d'éviter son changement ou de largement minimiser sa fréquence (minimum 10 ans). Nous avons pris en compte la suppression du passage du gestionnaire dans les logements dans la filière de l'Ôôberge, les personnes sortant eux même leurs matières de leur logement. Pour la filière de Cressy nous avons ajouté une séparation plus efficace entre les matières fraîches et les matières compostées de manière à empêcher une contamination potentielle des matières compostées. Enfin, pour Au Clair du Quartier, nous avons remplacé le retournement des composts qui étaient très exposants, par l'ajout de vers pour favoriser le compostage.

Concernant le TAE, nous considérons que la filière ayant plus de 100 ans de développement, les mesures préventives qu'il était économiquement et techniquement possible de mettre en place ont déjà été installées.

Comme nous pouvons le voir sur la Figure 4.24, toutes les filières de gestion sèche des matières fécales possèdent des risques indirects considérés comme modérés. À l'inverse, les filières humides de gestion possèdent des risques préoccupant et sérieux. Pour la filière de Soubeyran, cela vient premièrement de l'exposition de l'utilisateur aux aérosols produits par la chasse d'eau, et ensuite par le contact avec les lixiviats au niveau du filtre et lors de l'évacuation des matières fécales fraîches du filtre vers le composteur.

Comme nous pouvons le voir sur la Figure 4.24, la présence de RIE indirects sur les filières sèches par séparation à la source est principalement due à l'absence de mesure préventive. Dans le cas de la filière humide de Soubeyran, des changements sont à effectuer, notamment au niveau de l'évacuation des matières fécales présentes sur le filtre.

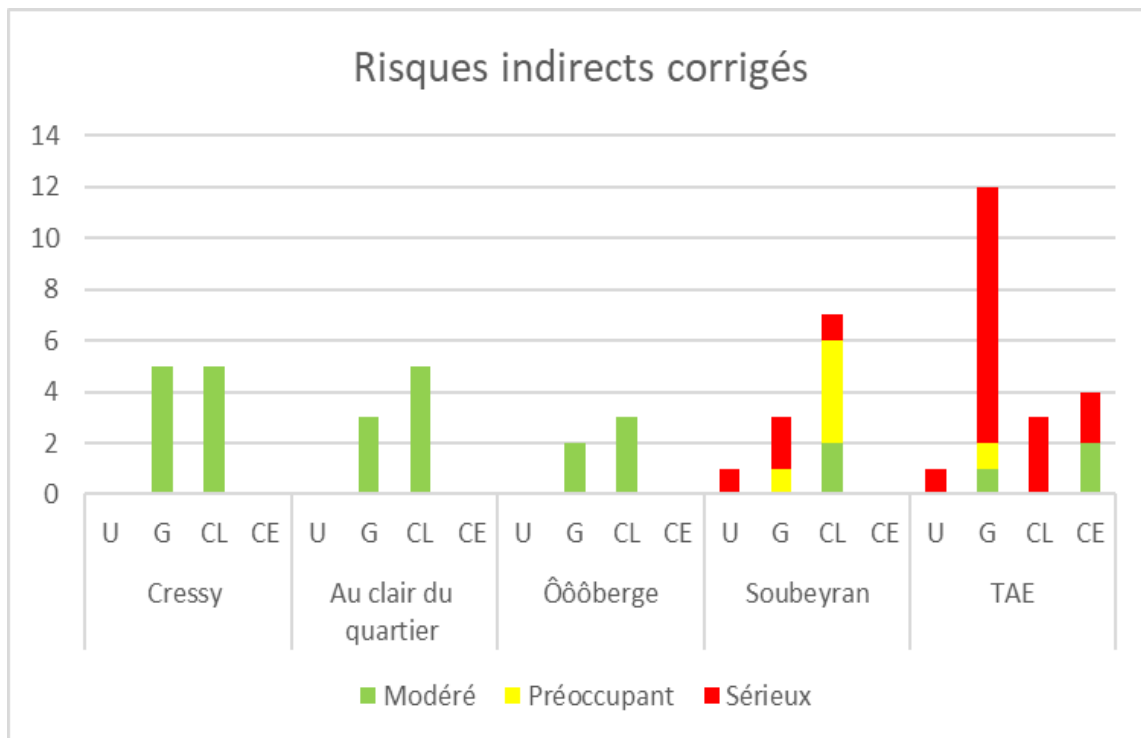


Figure 4.24 : Nombre de risques indirects corrigés en fonction du groupe exposé (U pour utilisateur, G pour gestionnaire, CL pour communauté locale et CE pour communauté élargie) dans les filières et du niveau du niveau de risque

4.3.2.5. Les limites de l'étude

L'analyse nécessiterait de définir plus finement le danger associé aux matières. Par exemple, la différence de concentration en OPP dans les boues d'épuration pendant le processus de compostage sur plateforme industrielle n'est pas prise en compte, car le danger appliqué à la matière est identique entre les boues brutes et les boues après une semaine de compostage. De même, les eaux usées brutes et les eaux usées traitées dans la filière du TAE ont le même danger malgré un abattement entre 1 et 3 log des OPP (Figure 2.8). Il pourrait être intéressant d'affiner l'analyse de manière à prendre de façon plus précise, l'évolution de la concentration en OPP sur le RIE.

L'analyse de risque indirecte pourrait également être affinée en intégrant des bandes de niveaux permettant de calculer des niveaux de risques pour chaque aléa comme réalisé dans la méthodologie de Burzoni.

Dans notre étude, nous nous sommes basés sur la fréquence d'utilisation des dispositifs et non sur la probabilité de survenue de l'aléa pour donner une estimation de la fréquence d'apparition de l'aléa, ce qui peut avoir eu pour effet d'aggraver le risque. Nous aurions également pu ajouter les mesures de contrôle qui ont également une influence sur la survenue de l'aléa. Par exemple, la collecte des matières fécales dans un seau situé sous la toilette permet de contrôler régulièrement le taux de remplissage du seau, ce qui permet d'éviter son débordement. Lors des visites, nous avons remarqué des obstacles pouvant accroître le risque d'apparition d'un aléa (ex. : transport manuel vs transport véhiculé, présence d'obstacle sur la route). La présence d'obstacles pourrait être pris en compte dans l'analyse.

Un autre biais est la gravité des aléas. Ceux-ci ont tous le même niveau de gravité alors qu'il est possible qu'un renversement soit plus exposant que la production d'aérosols ou le développement d'insectes.

4.4. Conclusion de la quatrième partie

L'objectif de cette étude était d'analyser le risque infectieux entérique (RIE) de filières de séparation à la source et du tout-à-l'égout (TAE). Cette étude présente certaines limites, notamment :

- les filières d'assainissement à la source étudiées ne représentent qu'une partie de la large diversité des filières existantes et d'autres filières seraient intéressantes à étudier, entre autres celles utilisant d'autres dispositifs, ou leur combinaison, ainsi que d'autres traitements que le compostage ;

- cette étude s'est limitée aux RIE dans la gestion des fèces et ce risque est également présent dans la gestion des eaux ménagères et des eaux pluviales. Pour approfondir l'étude et la comparaison entre les systèmes, il serait intéressant de prendre en compte le RIE associé à la gestion de ces eaux usées ;

- il n'existait pas de méthodologie complète de l'analyse du RIE pour les filières de gestion des matières fécales. En l'absence de méthodologie existante, nous avons combiné plusieurs méthodologies d'analyses du risque sanitaire afin de prendre en compte à la fois les risques associés à des actions, les risques associés aux dispositifs utilisés et à la défaillance de systèmes préventifs. Cette méthodologie présente des limites, notamment dans les scores de risques utilisés dans l'analyse directe, ainsi que dans l'absence d'un taux de probabilité d'apparition et de mesure de contrôle pour les aléas identifiés dans l'analyse directe ou par défaillance ;

Nos résultats indiquent que des différences existent entre les filières que ce soit par rapport à la présence ou au niveau de la gravité des RIE mesurés. Ces différences peuvent s'expliquer par rapport aux types de gestion des matières fécales des filières. La gestion sèche empêche l'automatisation, mais permet aux filières d'être plus robustes face à d'éventuels dysfonctionnements auxquels seront sensibles les systèmes automatisés (pannes de matériel, d'énergie). Dans un futur où il peut y avoir des problèmes d'acheminement de matériel, de coupure d'énergie (électricité, essence), il est important de prendre en compte ces éventuelles défaillances.

En gérant un volume réduit de matière grâce à la séparation à la source, ces filières permettent une hygiénisation des matières permettant un RIE global plus faible que celui du TAE en évitant

la contamination de la CE. Cependant des mesures doivent être prises pour limiter l'exposition de la CL. Ces mesures sont simples à mettre en place pour le système de gestion des matières fécales par voie sèche, contrairement aux mesures à mettre en place pour le TAE.

Conclusion

L'humain a co-évolué au contact d'organismes de petite taille au point de former une entité unique que l'on peut nommer holobionte. La majorité de ces organismes lui est bénéfique et participe à sa survie. Cependant, en fonction de plusieurs variables, dont l'état de santé de l'hôte (immunité, état psychosociologique et microbiotique) et l'état de l'environnement, certains de ces organismes peuvent représenter un danger pour l'humain et entraîner des maladies infectieuses entériques (MIE) qui se manifestent par des effets cliniques allant de différents stades de morbidité à la mortalité de l'hôte. Une partie de ces organismes se développe dans le système digestif et se retrouve dans les matières fécales. Les matières fécales représentent un risque infectieux entérique dont les conséquences sanitaires dépendent de la façon dont celles-ci sont gérées.

Aujourd'hui, la gestion des matières fécales par l'égout, ce que l'on nomme le tout-à-l'égout (TAE), est considéré comme une, voire la seule manière de gérer les matières fécales humaines de manière à limiter à un niveau très faible le RIE dans les villes. Cette appréciation est basée sur deux éléments majoritairement :

- premièrement, que dans les pays où le TAE est largement développé, il y a peu de mortalité contrairement aux pays où le TAE est peu développé ;

- deuxièmement, que lorsque le TAE s'est développé dans les villes industrialisées de la deuxième moitié du XIX^e siècle et de la première moitié du XX^e siècle, celles-ci ont connu une transition épidémiologique marquée par une diminution de la mortalité associée au MIE

Cette pensée sanitaire contribue au verrouillage socio-technique du TAE, limitant l'expérimentation d'autres filières de gestion des matières fécales humaines par peur d'aggraver le RIE et d'accentuer les conséquences sanitaires associées aux MIE.

Notre étude montre que :

Les voies de transmission des MIE d'un hôte infecté à un hôte sain sont multiples et interdépendantes, ayant pour origine les matières fécales humaines et animales et que la gestion

des matières fécales et donc le TAE est une des barrières qui peuvent être mises en place pour empêcher leur transmission.

La gestion du danger lié aux matières fécales par le TAE indique que cette filière ne l'élimine pas, mais le transporte des zones densément peuplées vers l'environnement, induisant un RIE en fonction de l'exposition dans le milieu récepteur. Le TAE ne représente donc pas une barrière entre les matières fécales et l'environnement (ce que l'on pourrait appeler assainissement).

Dans les pays où le TAE est fortement développé, les MIE sont encore fortement présentes, principalement dues à des virus dont la transmission est le fait d'un manque d'hygiène des mains, au niveau de la toilette. Les utilisations de l'eau prélevée dans l'environnement, souvent contaminée, nécessitent un traitement poussé extrêmement rigoureux (approvisionnement en eau potable) et un encadrement des pratiques (baignade, conchyliculture, etc.). La gestion du RIE dans les pays largement équipés d'égout est basée sur une gestion curative du risque (barrière entre un environnement contaminé et la population) plutôt que préventive (barrière entre le danger lié aux matières fécales et l'environnement). Dans les pays faiblement équipés de TAE, les effets bénéfiques de la mise en place du TAE proviennent d'un système précédent dysfonctionnant et les effets à l'aval du rejet des eaux usées ne sont usuellement pas pris en compte.

Historiquement, les données empiriques ne remettent pas en cause le caractère bénéfique du TAE, mais ne permettent pas de mesurer de façon précise sa contribution spécifique à l'amélioration de la santé publique des villes, notamment en raison de la concomitance avec d'autres facteurs, comme l'alimentation en eau et de la difficile distinction entre la présence d'un égout pour l'évacuation des eaux pluviales et/ou ménagères et le tout-à-l'égout consistant spécifiquement à évacuer également les matières fécales par cet égout. De plus, une part importante de l'amélioration de la santé publique a eu lieu avant le déploiement du TAE. La gestion du RIE aujourd'hui est loin de n'être basée que sur le TAE : il apparaît donc pertinent d'étudier d'autres systèmes. À l'inverse, le TAE a conduit à la contamination des eaux des surfaces produisant des conséquences négatives pour les territoires situés en aval du rejet.

Ces conséquences négatives étaient largement discutées dans les manuels d'ingénieurs au début du XX^e siècle et, en l'absence de mesures mises en place par le secteur de l'assainissement, la gestion du RIE a été externalisée vers les secteurs impactés. Avec la forte limitation des transmissions de maladies infectieuses entériques, en particulier hydriques, le RIE associé au TAE n'a presque plus été enseigné dans les manuels d'ingénieur, contribuant à renforcer sa perception comme un système sanitaire sûr.

Le TAE s'inscrit dans un système de gestion des RIE qui repose également sur des barrières à l'échelle de l'individu (état de santé, alimentation, microbiote...) et de la société (source et traitement de l'eau potable, encadrement de la baignade et de la conchyliculture, etc.). Au vu de ces résultats, nous pouvons considérer que le remplacement du TAE par des filières de séparation à la source n'entraînerait probablement pas un fort accroissement de la transmission des MIE, celle-ci étant limitée par d'autres facteurs par ailleurs (eau potable, soin, alimentation, hygiène, etc.).

Cependant, nous avons également montré l'importance de gérer correctement les matières fécales dans les systèmes par séparation à la source pour limiter le RIE. L'analyse du risque sanitaire montre que les systèmes alternatifs par séparation à la source peuvent avoir une gestion du RIE aussi efficace voire meilleure en empêchant la contamination de l'environnement, si des mesures préventives sont mises en place.

Après plus de cent ans de développement, le TAE présente toujours de nombreuses limites qui sont accentuées dans le contexte actuel du changement global (faible valorisation des ressources, émission de gaz à effets de serre, infrastructures importantes, etc.). Le fait que le TAE soit considéré comme étant la seule manière de gérer les matières fécales de manière saine en milieu urbain est appuyé par un nombre limité d'arguments. Dans un monde en risque de désescalade énergétique, les systèmes par séparation à la source pourraient alors être une solution de gestion des matières fécales autant, voire davantage "sûre" que le TAE.

Sur la base des résultats de nos recherches, nous pouvons distinguer deux types de filières de gestion sèche des matières fécales humaines en fonction du milieu d'implantation :

- dans les milieux urbains peu denses : les matières fécales représentent un volume faible (55kg/pers/an) et peuvent être aisément traitées par compostage. Nous pouvons facilement

envisager une gestion totalement décentralisée à la parcelle, comme dans le cas des habitats partagés de Au Clair du Quartier et de Cressy.

- dans les milieux urbains denses : l'espace insuffisant ne permettant pas une gestion sur site des matières, celles-ci doivent être transportées pour être traitées de manière centralisée au niveau de la ville comme dans le cas de figure de l'habitat participatif de l'Ôôberge.

C'est cette deuxième filière qui était mise en place dans certaines villes au début du 20^{ème} siècle (Zeeman, 2017) et qui est pratiquée dans des villes des pays à revenu faible et moyen, typiquement par la Container-Based Sanitation Alliance. En gérant les matières de manière confinée et en appliquant un traitement hygiénisant, ces filières peuvent permettre une gestion du risque sanitaire plus efficace que le TAE qui est largement déployé dans les pays à fort revenu. Comme l'indiquent les manuels d'assainissement du début du 20^{ème} siècle, ces filières doivent être gérées avec discipline pour garantir l'effectivité d'une gestion sûre des matières fécales.

Si l'on analyse plus largement les effluents qui peuvent être gérés par séparation à la source, il a été démontré que :

- la séparation à la source des urines a un potentiel fort de gestion circulaire des nutriments par fertilisation agricole (azote, phosphore, potassium, etc.) (T. Martin, 2020) ;
- l'infiltration des eaux pluviales à la parcelle permet une meilleure gestion des risques inondations et de la ressource quantitative en eau (Markovič et al., 2014) ;
- les eaux ménagères peuvent être traitées et réutilisées au niveau local (F. Li et al., 2009) ;
- la gestion séparée des matières fécales peut permettre une meilleure gestion du RIE (démontrée dans cette thèse).

Les risques sanitaires biologiques associés à la gestion séparée des urines, des eaux pluviales et des eaux ménagères restent encore à évaluer afin de déterminer si un paradigme complet de la séparation à la source des effluents qui composent les eaux usées pourrait permettre une protection conjointe de la santé humaine et de l'environnement.

Remerciements

Ce travail n'aurait pu avoir lieu sans toutes les personnes qui m'ont accompagné et qui ont consacré du temps pour me partager leurs connaissances, leur expérience ou qui m'ont simplement encouragé à aller au bout de ce projet. J'espère humblement que ce travail contribuera à faire progresser la recherche vers une gestion des urines, des matières fécales et des eaux usées de manière générale, qui soit plus saine pour l'humain et l'environnement.

Je remercie en particulier Fabien Esculier pour avoir cru en moi dès notre première rencontre aux intestinales en 2019. Tes encouragements et ton enthousiasme ont nourri ma motivation pendant ces années, tout particulièrement dans les moments difficiles, pour les refus que nous avons essuyés dans nos recherches de financement et également pour avoir su me montrer l'importance de mon travail. Savoir que je pouvais compter sur toi a été d'une aide précieuse. Merci également pour ta présence et la relecture de ce travail. Merci également pour nos conversations franches sur la vie, pour le partage de ton expérience qui a été une source précieuse pour moi. Sans toi, je n'aurais jamais envisagé entreprendre une thèse.

Mes sincères remerciements à Konstantinos Chatzis et Bruno Tassin pour avoir accepté le rôle de diriger cette thèse. Merci pour votre soutien tout au long de ces trois ans, pour vos conseils et la patience de vos explications. Merci aussi pour votre expertise en matière de supervision de thèse et la sagesse de votre expérience, qui ont permis de modérer l'enthousiasme de Fabien et le mien

Je remercie Sabine Barles et Sarah Burzoni pour leur rôle d'examinatrices lors du jury, Jean-Marie Mouchel et Pierre Le Cann pour avoir accepté de rapporter cette thèse.

Je remercie également Sylvie Jaglin, Henriette de Valk et Sarah Burzoni pour avoir accepté de participer au comité de thèse ainsi que pour m'avoir guidé dans les orientations interdisciplinaires de ce travail de recherche.

Merci à toutes les personnes qui ont contribué au travail de relecture des différentes parties de la thèse, entre autres Bilel Afrit.

Je remercie tous les membres du RAE pour m’avoir accueilli lors de mes visites, ainsi que pour nos discussions enrichissantes lors des intestinales et le partage de votre vision de l’assainissement écologique. Je remercie entre autres : Pierre Colombot, Emmanuel Morin, Armel Segretain, Johanna Fernandez, Ivo Guilherme, Kayla Coppens, Marius Klinger, Sylvain Réau, François Garnier, Marion Baillet, Pascale Brûlet, Ines Goffre-Pedrosa, Philippe Garin-Michaud, Emmanuelle Christmann, Diego Pizarro, Samuel Nicholls, Emilien Sanlaville, Rémy Bultingaire.

Les habitants des habitats participatifs et les gestionnaires des différentes filières de gestion des excréments d’avoir pris le temps de me partager leur pratique, les habitants de la coopérative équilibre (Soubeyran, Cressy ou aux Vergers), merci à Au Clair du Quartier, la Fumainerie, l’Ôôberge, la fondation pour le progrès de l’Homme, le centre de loisirs Jacques Chirac de Rosny-sous-Bois entre autres Laura Leyrit, Ambre Diazabakana, Wassim Chakrida, Benoit, Ralph Thielen, Benoît Molineaux, Florian Reyren, Jérôme Le Guelinel de Lignerolles, Mathieu Calame, Samuel Lanoë, Charlotte Picard, Quentin Lacroix.

Merci à Martin Werckmann de m’avoir fait découvrir les intestinales et merci à toute l’équipe d’Aquatiris et des habitants du 13 rue de la Mossig pour les moments passés ensemble. Je tiens également à exprimer ma gratitude envers les organismes d’accueil en stage pour leur hospitalité et leur contribution à cette réflexion qui a conduit à la formulation de cette question de recherche.

Je remercie les membres du Laboratoire Eau Environnement et Systèmes Urbains (LEESU) à l’École des Ponts ParisTech, ainsi qu’à tous les membres du programme de recherche OCAP et les différents stagiaires présents pendant ma thèse. Les échanges que nous avons pu avoir ont largement contribué aux résultats de cette recherche. Louise, j’attends avec impatience que tu publies ton livre !

Je remercie les membres du bureau P209, renommé en bureau de Los Gordos. Cynthia Corroto, merci pour les discussions du lundi matin autour d’un croissant et d’un maté. Merci également à Walid, puis Thinghao Huang, Arthur Guillot Le Goff et Tanguy Fardet. Puissiez-vous faire survivre la verdure de ce bureau. Merci aux autres membres du Laboratoire. Vous avez rendu plus agréable ce travail solitaire et je vous remercie pour le temps passé à vos côtés.

Merci à Annick Piazza et à Catherine Charleux de m'avoir aidé avec une grande patience pour les démarches administratives. Merci également au bureau des missions pour leur aide.

Merci à toute l'équipe du programme OCAPI pour nos discussions, vos conseils et les moments que nous avons passés ensemble.

Je remercie les Petits Deb et Charline Jacquemin pour m'avoir formé à l'éducation populaire et m'avoir permis de faire une animation sur l'alimentation/excrétion ainsi que Claire Garraud pour ses propositions d'animation sur le campus de l'université.

Merci à mes amis de leur soutien et de m'avoir remonté le moral, la team de Nogna City, de Montbéliard, de Strasbourg, du master QuEST ainsi que ceux du Diois, de Bellegarde et de Montlahuc. Merci à Joana et Kévin pour nos échanges parisiens.

Merci à la fête des quilles.

Parce que je n'aurai pas eu ce lien avec l'agriculture sans toutes ces visites de fermes, je te remercie Marion Churout.

Merci à Matthias de m'avoir poussé à faire ma première vidange de toilette sèche !

Merci aux cours de Yoga de René Beaudoin de m'avoir fait garder les pieds sur terre quand la tête voulait tout envoyer en l'air, merci à Claire Commarmond pour tes cours de communications qui m'ont été d'une aide précieuse dans mon environnement de vie.

Merci à toute l'équipe du Lombric Underground pour nos aventures intraterrestres !

Merci, Chloé, de m'avoir accueilli chez toi, de m'avoir soutenu jusqu'au bout de ce projet, tout particulièrement pendant les derniers mois d'écritures. Merci de témoigner un véritable intérêt pour ce sujet, et d'être motivée à expérimenter à la maison.

Je suis reconnaissant envers ma famille qui a toujours été là pour me ressourcer et me remonter le moral. Merci à mes grands-parents qui, même s'ils ne comprennent pas toujours ce que je fais, ont toujours montré un intérêt à mes recherches. Merci à mes petits frères pour votre

soutien, et nos discussions à la maison, merci de participer à renforcer ce lien qui nous unis. Merci Samuel pour la fabrication de nos premières toilettes sèches et bravo à toi Juju pour tes premières sorties Gandouse !

Un infini merci à mes parents pour avoir créé un environnement propice à mes études et pour leur soutien inébranlable tout au long de cette longue période académique. Je remercie mon père pour les moments passés à pêcher, chercher des champignons, ou à déterrer les patates. À ma mère, je suis reconnaissant pour les longues heures de révision autour de la table de la salle à manger, pour son aide précieuse dans la recherche de stages, et pour son soutien constant tout au long de mes années d'études.

Liste des figures

Figure 1.1 Composition et nombre de bactéries le long du tractus digestif, en organisme/g de contenu intestinal.....	26
Figure 1.2 : Arbre de vie phylogénétique, les trois couleurs représentent les trois domaines de la vie : en rose les eucaryotes, en bleu les bactéries et en vert les archées.	30
Figure 1.3 : Six théories expliquant les variabilités cliniques observées suite à l'exposition à un organisme.	39
Figure 1.4 : Ratio pour 100 000 habitants de la mortalité associée aux MIE dans le monde en 2019 Source : issu de Our World in Data.org	40
Figure 1.5 : le taux de mortalité par pays dû à une MIE pour 100 000 habitants (source : ourworldindata) par pays (200) en fonction de plusieurs facteurs : le pourcentage de la population ayant accès à un assainissement considéré comme sûr (source : ourworldindata), le pourcentage de population ayant accès à une eau de boisson gérée en toute sécurité (source : ourworldindata), le PIB par habitant (\$) (source : data.worldbank), les dépenses courantes de santé par habitant et par an (\$) (source : data.worldbank), l'apport calorifique quotidien par personne (kcal) (source : UN FAO)	41
Figure 1.6 : Composition des voies de transmission à travers l'excrétion des OPP, l'exposition et l'entrée des OPP dans un nouvel hôte	45
Figure 1.7 : Voies de transmission potentielle d'OPP entériques par l'environnement.	46
Figure 1.8 : Culture en boîte de Pétri mettant en évidence les micro-organismes présents à la surface d'une main propre ayant touché des poignées de porte.....	47
Figure 1.9 : Les cinq niveaux de barrière pour empêcher la transmission des OPP dans la population.....	53
Figure 2.1 : Les cinq classes de définition de l'accès aux installations d'assainissement. Source : UNICEF and WHO (2020)	58
Figure 2.2 : Caractérisation de la contamination biologique des différents effluents composant les eaux usées domestiques (urines, matières fécales, eaux ménagères) en pourcentages et valeurs absolues indiquées en bleu.....	62
Figure 2.3 : Chaîne de gestion des urines et matières fécales	63

Figure 2.4 : Schéma de gestion collective des eaux usées	63
Figure 2.5 : Photographies du panache d'aérosol éclairé à t= 2,8, 4,4 et 6,4 s après le début de la chasse d'eau. Les images montrent le panache illuminé tel qu'il apparaît à l'œil humain en laboratoire.....	68
Figure 2.6 : Gouttelettes produites par la chasse d'eau pour une chasse connectée au réseau d'eau potable. Crédits : Paul Minier	69
Figure 2.7 : Concentrations en <i>E.coli</i> dans les eaux brutes et les eaux de débordement et en <i>Rotavirus</i> , <i>Giardia</i> et <i>Ascaris</i> en U/L pour les eaux usées brutes seulement (issues de moyennes des données présentes dans l'annexe n°1).....	71
Figure 2.8 : Concentrations en <i>E.coli</i> (UFC), en <i>Rotavirus</i> (UFP), <i>Giardia</i> (Kystes) et <i>Ascaris</i> (Œufs) par litre d'eaux usées brutes et d'eaux usées traitées (issues de moyennes des données présentes dans l'annexe n°1)	76
Figure 2.9 : Concentrations en <i>E.coli</i> (UFC), en <i>Rotavirus</i> (UFP), <i>Giardia</i> (Kystes) et <i>Ascaris</i> (Œufs) par g de boues d'épuration (issues de moyennes des données présentes dans l'annexe n°1).....	78
Figure 2.10 : Voies d'exposition aux pathogènes entériques dans la gestion des matières fécales par les toilettes à chasse d'eau, les égouts et les stations d'épuration. De rouge à jaune, le gradient de risque de transmission, le rouge induisant un risque élevé de transmission et le jaune un risque faible. Les flèches noires représentent des risques non définis. Les traits verts indiquent les mesures à mettre en place pour limiter le risque sanitaire.	81
Figure 2.11 : Pyramide de la surveillance	83
Figure 2.12 : Estimations (5e, 50e, 95e percentiles de la distribution) du ratio annuel de MIE pour 1000 habitants en fonction des OPP, pour l'étude française (Van Cauteren et al. 2017) et l'étude anglaise (Tam et al. 2012). Pour les données sur la morbidité de <i>Enterobius Vermiculis</i> , nous nous sommes basés sur une étude bulgare (Friesen et al. 2019). Les organismes représentés en bleu sur le graphique correspondent aux bactéries, en orange aux virus, en jaune aux helminthes et en vert aux protozoaires.	85
Figure 2.13 : Estimation totale de l'incidence des MIE dans la population française toutes étiologies confondues et étiologie connue	86
Figure 2.14 : Moyenne hebdomadaire de l'incidence de l'indicateur diarrhée aiguë en France métropolitaine depuis 1991 jusqu'à 2022.	90

Figure 2.15 : Taux d'incidence hebdomadaire des consultations de médecine générale (Réseau Sentinelles), novembre 2019-août 2021 (ligne jaune) par rapport au minimum, à la médiane et au maximum en 2010-2019 (lignes pointillées), tous âges, France. Encadrés bleu clair : confinements	91
Figure 2.16 : Voies d'exposition aux pathogènes entériques dans la gestion des matières fécales par les toilettes à chasse d'eau, les égouts et les stations d'épuration. De rouge à jaune, le gradient de risque de transmission, le rouge induisant un risque élevé de transmission et le jaune un risque faible. Les flèches noires représentent des risques non définis. Les traits verts indiquent les mesures à mettre en place pour limiter le risque sanitaire.	94
Figure 3.1 : Chantier de construction du canal.....	114
Figure 3.2 : Évolution du taux de mortalité associé au choléra (pour 100 000 habitants) et du taux de raccordement des immeubles au tout-à-l'égout à Paris de 1832 à 1940.....	119
Figure 3.3 : Chronologie de publication des livres d'ingénieurs Metcalf & Eddy	122
Figure 3.4 : Part de la population urbaine des États-Unis raccordée à l'égout (%), de 1870 à 1940.....	124
Figure 3.5 : Taux de mortalité pour 100 000 habitants associé à la typhoïde dans certaines villes américaines de 1880 à 1910.	125
Figure 3.6 : Transmission de la fièvre typhoïde et les moyens de s'en protéger.....	133
Figure 3.7 : Taux de mortalité pour 100 000 habitants associé à la typhoïde dans certaines villes américaines de 1914 à 1935.	135
Figure 3.8 : Caricature de Zim décrivant la défaite de la typhoïde par la filtration et la chloration de l'eau à la fin de la Première Guerre mondiale.....	138
Figure 3.9 : Schémas d'exemple de système d'assainissement par voie sèche des matières fécales. Source : Metcalf & Eddy (1935, p.783).....	140
Figure 3.10 : Taux de mortalité due à la typhoïde 1900-2015 pour 100 000 hab, Source : basé sur les données annuelles des Mortality Statistics et Vital Statistics of the United States publiées par l'U.S. Census Bureau pour la période 1900-1940, et sur les données de l'IHME pour la période 1990-2015.....	145
Figure 4.1 : Voyages d'études réalisés (en bleu) et terrains d'enquête analysés (en orange), les points bleus représentent les chefs-lieux des grandes régions.	150

Figure 4.2 : Flux de matières pris en compte dans l'analyse	152
Figure 4.3 : Exemples de dispositifs utilisés pour la gestion des matières fécales de manière sèche. De gauche à droite : système compact (cacarousel), continu (type Clivus Multrum ®) et dissocié	154
Figure 4.4 : Toilette à séparation et Aquatronc®	156
Figure 4.5 : Toilettes à tapis reliées à un composteur par une colonne de chute	160
Figure 4.6 Chaîne de gestion des matières fécales.....	166
Figure 4.7 Flux de matières gérées par le système de gestion des matières fécales par le tout-à-l'égout (TAE) intégré à la cartographie. F_{EUB} : eaux usées brutes, F_{EUT} : eaux usées traitées, F_P : pluie,.....	166
Figure 4.8 : Matrice de risque semi-quantitative.....	168
Figure 4.9 : Exemples de dispositif et d'actions composant un groupe fonctionnel à l'intérieur d'une chaîne de gestion des matières fécales.....	170
Figure 4.10 : Rinçage de poubelles ayant contenu des matières fécales sans équipement de protection et avec une forte exposition (a) et avec un matériel adapté limitant l'exposition du gestionnaire (b).....	172
Figure 4.11 : Méthode pour définir un aléa comme risque indirect ou comme défaillance...	174
Figure 4.12 : Type d'analyse utilisé pour mesurer le risque sanitaire des dispositifs et actions composant les groupes fonctionnels et les méthodologies d'analyses utilisées associées	175
Figure 4.13 : Descripteurs intégrés dans la méthodologie	177
Figure 4.14 : Cartographie et diagramme de flux de la filière de gestion des matières fécales de Soubeyran F_P pour le flux de pluie, F_L pour le flux de lixiviats, F_{MFF} pour le flux de matières fécales fraîches, F_{MPC} pour le flux de matières pré-compostées, F_{Ev} pour le flux d'eaux vannes, F_{EUT} pour le flux d'eaux usées traitées, F_{EMT} pour le flux d'eaux ménagères traitées.....	190
Figure 4.15 : Cartographie et diagramme de flux de la filière de gestion des matières fécales de l'Ôôôberge. F_P pour le flux pluie, F_L pour le flux de lixiviats, F_{MFF} pour le flux de matières fécales fraîches, F_{MPC} pour le flux de matières pré-compostées	192
Figure 4.16 : Cartographie et diagramme de flux de la filière de gestion des matières fécales de Cressy. F_P pour le flux pluie, F_L pour le flux de lixiviats, F_{MFF} pour le flux de matières fécales fraîches, F_{MPC} pour le flux de matières pré-compostées.....	194

Figure 4.17 : Cartographie et diagramme de flux de la filière de gestion des matières fécales de Au Clair du Quartier. FP pour le flux pluie, FL pour le flux de lixiviats, FMFF pour le flux de matières fécales fraîches, FMPC pour le flux de matières pré-compostées.....	196
Figure 4.18 : Cartographie et diagramme de flux de la filière de gestion des matières fécales du TAE F _P pour le flux pluie, F _L pour le flux de lixiviats, F _{EV} pour le flux d'eaux vannes, F _{EUD} pour le flux d'eaux usées domestiques, F _{EUB} pour le flux d'eaux usées brutes, F _{EUT} pour le flux d'eaux usées traitées, F _{EM} pour le flux d'eaux ménagères, F _{BB} pour le flux de boues brutes et F _{BT} pour le flux de boues traitées	198
Figure 4.19 : Nombre de risques directs en fonction des voies d'exposition par filière et du niveau du niveau de risque	207
Figure 4.20 : Nombre de risques indirects en fonction du groupe exposé (U pour utilisateur, G pour gestionnaire, CL pour communauté locale et CE pour communauté élargie) dans les filières et du niveau du niveau de risque	209
Figure 4.21 : Nombre de défaillances en fonction du groupe exposé (U pour utilisateur, G pour gestionnaire, CL pour communauté locale et CE pour communauté élargie) dans les filières et du niveau du niveau de risque	210
Figure 4.22 : Somme des aléas recensés par filière.....	213
Figure 4.23 : Nombre de risques recensés en fonction du nombre de groupes fonctionnels définis par filières.....	214
Figure 4.24 : Nombre de risques indirects corrigés en fonction du groupe exposé (U pour utilisateur, G pour gestionnaire, CL pour communauté locale et CE pour communauté élargie) dans les filières et du niveau du niveau de risque	218

Liste des tableaux

Tableau 1.1 : Définition des catégories de dangerosité (de 1 à 4) des agents biologiques, issue de la classification française.....	34
Tableau 1.2 : Classifications des OPP entériques en fonction de la classe de danger. Dans le cas où aucune classe n'était attribuée pour un OPP dans la classification française, la classification allemande a été utilisée. Certains OPP entériques ne sont pas référencés dans les deux classifications. Définition des sigles : (*) : Normalement pas transmissible par l'air, A : effets allergisants, T : produit des toxines, V : vaccin efficace disponible, Z : zoonose	35
Tableau 1.3 : Circonstances pouvant causer des symptômes de diarrhées et de vomissement, mais qui ne sont pas dus à une infection entérique par un OPP.....	37
Tableau 1.4 : Risques relatifs associés aux groupes d'agents pathogènes et à leurs caractéristiques Source : AW (2018).....	51
Tableau 1.5 : Médianes et intervalles de crédibilité à 90 % des distributions de probabilités cumulatives de l'attribution au point de consommation pour les principales voies de transmission pour chacun des 28 agents pathogènes entériques, et leurs groupes (le cas échéant), où les experts ont indiqué que leur confiance dans les estimations des principaux itinéraires de transport était >1/5 (1 étant faible et 5 fort)., N représentant le nombre d'experts ayant répondu à l'étude.	52
Tableau 2.1 : Mots clefs utilisés dans la recherche bibliographique pour définir l'exposition aux organismes potentiellement pathogènes (OPP) entériques	65
Tableau 2.2 : Mots clefs utilisés dans la recherche bibliographique pour définir chaque étape de la filière d'assainissement par l'égout et le nombre d'articles correspondant	66
Tableau 2.3 : Valeurs seuils de concentration en OPP dans les boues traitées en g de matière brute (MB) pour la norme NFU 44-095 et pour 10g de matières sèches (MS) pour l'arrêté du 8 janvier 1998. NPP représente le nombre le plus probable et NPPC le nombre le plus probable d'unités cytopathiques.	79
Tableau 3.1 : Résultats de la revue de la littérature sur les effets sanitaires, spécifiques ou conjoints, de l'adduction d'eau et de la connexion des immeubles au TAE.....	107
Tableau 3.2 : Résumé des épidémies de fièvre typhoïde, étudiées et considérées comme ayant été causées par la contamination des réserves d'eau par les eaux usées.....	128

Tableau 3.3 : Résumé des épidémies de fièvre typhoïde dont on a estimé comme ayant été définitivement attribuées à des coquillages pollués	129
Tableau 4.1 : Descriptions et limites des outils et méthodes d'analyse de risque existant.....	165
Tableau 4.2 : Exemple de bandes de niveaux utilisées pour le descripteur correspondant au procédé de travail	169
Tableau 4.3 : Classes de fréquences d'utilisation des dispositifs utilisées et niveaux associés	178
Tableau 4.4 : Durées de compostages en fonction des procédés pour les aires de compostage industrielles recevant des boues d'épuration.....	180
Tableau 4.5 : Niveau de danger utilisé pour l'analyse de risque. Pour les matières fécales en cours de compostage, la durée indicatrice est de 1 an.....	181
Tableau 4.6 : Grille de caractérisation du risque par contact cutané.....	182
Tableau 4.7 : Grille de caractérisation du risque par inhalation.....	182
Tableau 4.8 : Tables de matrices utilisées pour le calcul de risque indirect et par défaillance pour l'utilisateur, le gestionnaire, la communauté locale et la communauté élargie	183
Tableau 4.9 : Changement du niveau de risque appliqué en fonction des personnes exposées.	186
Tableau 4.10 : Définition des niveaux de risques utilisés pour l'analyse issue de Burzoni (2021)	187
Tableau 4.11 Nombre de groupes fonctionnels recensés par filières	188
Tableau 4.12 : Exemple de calcul de risques directs pour la filière de Au Clair du Quartier	200
Tableau 4.13 : Exemple de calcul de risques indirects pour la filière de Au Clair du Quartier	204
Tableau 4.14 : Exemple de calcul de défaillances pour la filière de Au Clair du Quartier....	205
Tableau 4.15 : Nombre de risques recensés en fonction des types de risque et des filières ..	206
Tableau 4.16 : Type de gestion en fonction de la localisation de la filière, la physique de la matière et des flux gérés en fonction des filières	211

Bibliographie

- Abney, S. e., Bright, K. r., McKinney, J., Ijaz, M. K. et Gerba, C. p. (2021). Toilet hygiene—review and research needs. *Journal of Applied Microbiology*, n/a(n/a).
<https://doi.org/10.1111/jam.15121>
- Ajonina, C., Buzie, C., Rubiandini, R. H. et Otterpohl, R. (2015). Microbial pathogens in wastewater treatment plants (WWTP) in Hamburg. *Journal of Toxicology and Environmental Health. Part A*, 78(6), 381-387.
<https://doi.org/10.1080/15287394.2014.989626>
- Ali, W., Yang, Y., Gong, L., Yan, C. et Cui, B. (2022). Emission characteristics and quantitative health risk assessment of bioaerosols in an indoor toilet after flushing under various ventilation scenarios. *Building and Environment*, 207.
<https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2021.108463>
- Alsan, M. et Goldin, C. (2019). Watersheds in Child Mortality: The Role of Effective Water and Sewerage Infrastructure, 1880–1920. *Journal of Political Economy*, 127(2), 586-638. <https://doi.org/10.1086/700766>
- Anderson, D. M., Charles, K. K. et Rees, D. I. (2018). *Public Health Efforts and the Decline in Urban Mortality* ([IZA Discussion Paper] n° 11773). Institute of Labor Economics (IZA). <https://econpapers.repec.org/paper/izaizadps/dp11773.htm>
- Anderson, D. M., Charles, K. K., Rees, D. I. et Wang, T. (2021). Water purification efforts and the black-white infant mortality gap, 1906–1938. *Journal of Urban Economics*, 122, 103329. <https://doi.org/10.1016/j.jue.2021.103329>
- Anderson, D. M., Rees, D. I. et Wang, T. (2020). The phenomenon of summer diarrhea and its waning, 1910–1930. *Explorations in economic history*, 78, 101341.
<https://doi.org/10.1016/j.eeh.2020.101341>

- Apostolska, A. (1999). *Une vision inédite de votre signe astral : Scorpion, 23 octobre-22 novembre*. Dangles. ISBN: 978-2-7033-0407-4
- Atidéglá, S. C., Huat, J., Agbossou, E. K., Saint-Macary, H. et Glèlè Kakai, R. (2016). Vegetable Contamination by the Fecal Bacteria of Poultry Manure: Case Study of Gardening Sites in Southern Benin. *International Journal of Food Science*, 2016. <https://doi.org/10.1155/2016/4767453>
- Atmar, R. L., Opekun, A. R., Gilger, M. A., Estes, M. K., Crawford, S. E., Neill, F. H. et Graham, D. Y. (2008). Norwalk Virus Shedding after Experimental Human Infection. *Emerging Infectious Diseases*, 14(10), 1553-1557. <https://doi.org/10.3201/eid1410.080117>
- Aung Myo Han, null, Khin Nwe, D. o, Tin Aye, null et Thein Hlaing, null. (1986). Personal toilet after defaecation and the degree of hand contamination according to different methods used. *The Journal of Tropical Medicine and Hygiene*, 89(5), 237-241. PMID: 2948025.
- Aw, T. (2018). Environmental Aspects and Features of Critical Pathogen Groups. Dans *Global Water Pathogen Project* ((J.B. Rose and B. Jiménez-Cisneros (eds) Part 1: The Health Hazards of Excreta: Theory and Control), vol. J.B. Rose and B. Jiménez-Cisneros, (eds) Water and Sanitation for the 21st Century: Health and Microbiological Aspects of Excreta and Wastewater Management (Global Water Pathogen Project)). Michigan State University, UNESCO. ISBN: <https://doi.org/10.14321/waterpathogens.2><https://doi.org/10.14321/waterpathogens.2>
- AWWA, A. W. W. A. (1951). *Water Quality and Treatment* (2nd éd.). ISBN: 0-07-001659-3
- Baize, D., COURBE, C., Suc, O., Schwartz, C., Tercé, M., Bispo, A., Sterckman, T. et Ciesielski, H. (2006). Epanrages de boues d'épuration urbaines sur des terres agricoles :

- impacts sur la composition en éléments en traces des sols et des grains de blé tendre. *Le Courrier de l'environnement de l'INRA*, N°53(53), 35-61.
- Baker, R. E., Mahmud, A. S., Miller, I. F., Rajeev, M., Rasambainarivo, F., Rice, B. L., Takahashi, S., Tatem, A. J., Wagner, C. E., Wang, L.-F., Wesolowski, A. et Metcalf, C. J. E. (2022). Infectious disease in an era of global change. *Nature Reviews Microbiology*, 20(4), 193-205. <https://doi.org/10.1038/s41579-021-00639-z>
- Barker, J. et Bloomfield, S. F. (2000). Survival of Salmonella in bathrooms and toilets in domestic homes following salmonellosis. *Journal of Applied Microbiology*, 89(1), 137-144. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2672.2000.01091.x>
- Barker, J. et Jones, M. V. (2005). The potential spread of infection caused by aerosol contamination of surfaces after flushing a domestic toilet. *Journal of Applied Microbiology*, 99(2), 339-347. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2672.2005.02610.x>
- Barles, S. (1999). *La ville délétère : médecins et ingénieurs dans l'espace urbain, XVIIIe-XIXe siècle*. Champ Vallon Editions. ISBN: 978-2-87673-281-0
- Barles, S. (2007). Urban metabolism and river systems: an historical perspective – Paris and the Seine, 1790–1970. *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 13.
- Barles, S. (2011). Les villes transformées par la santé, XVIIIe-XXe siècles. *Les Tribunes de la sante*, n° 33(4), 31-37.
- Barraqué, B. (1985). L'évolution de la problématique de l'assainissement au XXe siècle : hygiène, confort, environnement (Commentaire). *Sciences Sociales et Santé*, 3(2), 103-109. <https://doi.org/10.3406/sosan.1985.1007>
- Barreto, M. L., Genser, B., Strina, A., Teixeira, M. G., Assis, A. M. O., Rego, R. F., Teles, C. A., Prado, M. S., Matos, S. M., Santos, D. N., dos Santos, L. A. et Cairncross, S. (2007). Effect of city-wide sanitation programme on reduction in rate of childhood diarrhoea in

- northeast Brazil: assessment by two cohort studies. *Lancet*, 370(9599), 1622-1628.
[https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(07\)61638-9](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(07)61638-9)
- Baudart, J. et Paniel, N. (2014). Sources et devenir des micro-organismes pathogènes dans les environnements aquatiques. *Revue Francophone des Laboratoires*, 2014(459), 29-39.
[https://doi.org/10.1016/S1773-035X\(14\)72362-7](https://doi.org/10.1016/S1773-035X(14)72362-7)
- Bautista Angeli, J.-R. (2019, 5 mars). *Etude de faisabilité de la micro-méthanisation par co-digestion à l'échelle des quartiers* [these de doctorat, Ecole nationale supérieure Mines-Télécom Atlantique Bretagne Pays de la Loire]. <https://www.theses.fr/2019IMTA0133>
- Bauza, V., Ye, W., Liao, J., Majorin, F. et Clasen, T. (2023). Interventions to improve sanitation for preventing diarrhoea. *Cochrane Database of Systematic Reviews*, (1).
<https://doi.org/10.1002/14651858.CD013328.pub2>
- Beaudeau, P. (2012). Surveillance syndromique des gastro-entérites aiguës: une opportunité pour la prévention du risque infectieux attribuable à l'ingestion d'eau du robinet. *Université Rennes 1*.
- Beaudeau, P. (2016). *Évaluation et caractérisation du risque d'origine fécale véhiculé par l'eau de distribution en France : État des lieux et perspectives en matière de recherche et de surveillance* (n° ISBN : 979-10-289-0211-7). Institut de veille sanitaire.
<http://www.invs.sante.fr>
- Beaudeau, P., de Valk, H., Vaillant, V., Mannschott, C., Tillier, C., Mouly, D. et Ledrans, M. (2008). Lessons learned from ten investigations of waterborne gastroenteritis outbreaks, France, 1998-2006. *Journal of Water and Health*, 6(4), 491-503.
<https://doi.org/10.2166/wh.2008.051>
- Bell, F. et Millward, R. (1998). Public health expenditures and mortality in England and Wales, 1870–1914. *Continuity and Change*, 13(2), 221-249.
<https://doi.org/10.1017/S0268416098003142>

- Best, E. L., Sandoe, J. a. T. et Wilcox, M. H. (2012). Potential for aerosolization of *Clostridium difficile* after flushing toilets: the role of toilet lids in reducing environmental contamination risk. *The Journal of Hospital Infection*, 80(1), 1-5. <https://doi.org/10.1016/j.jhin.2011.08.010>
- Bocquet, D., Chatzis, K. et Sander, A. (2009). L'universalisation de la distribution de l'eau de Paris, 1830-1930. *Flux*, 76-77(2-3), 137-141. <https://doi.org/10.3917/flux.076.0137>
- Boles, C., Brown, G. et Nonnenmann, M. (2021). Determination of murine norovirus aerosol concentration during toilet flushing. *Scientific Reports*, 11(1), 23558. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-02938-0>
- Bourdelaïs, P. et Raulot, J.-Y. (1987). *Histoire du choléra en France: une peur bleue ; 1832 - 1854*. Payot. ISBN: 978-2-228-55100-7
- Brun, F., Delmaire, A., He, Q., Joncoux, S., Bayard, R. et Esculier, F. (2017). Caractérisation des pratiques et des impacts de la gestion des matières de Toilettes Sèches Mobiles, 154. <https://doi.org/<hal-01803134>>
- Brun, F., Leguen, S., Oxarango, L., Delmaire, A., Déportes, I., Gran-Aymerich, L., Bour, L., Jousse, S., Mazaud, D., Agenet, P., Parisi, S., Pourcher, A. M., Rambert, C., Lambert, J., Trémier, A., Berne, B., Guernion, A. et Rolland, M. (2014). Gestion des sous-produits de toilettes seches familiales: etude sur le traitement des matieres par compostage, 126. <https://doi.org/hal-01803047f>
- Burton, G. A. et Pitt, R. (2002). *Stormwater effects handbook: a toolbox for watershed managers, scientists, and engineers*. Lewis Publishers. ISBN: ISBN 978-0-87371-924-7 ISBN 978-0-87371-924-7
- Burzoni, S. (2021). *Élaboration d'une méthodologie d'évaluation qualitative du risque biologique* [Université de Lorraine]. Université de Lorraine. (,)<https://www.theses.fr/2021LORR0175>

- Butler, A. J., Thomas, M. K. et Pintar, K. D. M. (2015). Expert Elicitation as a Means to Attribute 28 Enteric Pathogens to Foodborne, Waterborne, Animal Contact, and Person-to-Person Transmission Routes in Canada. *Foodborne Pathogens and Disease*, 12(4), 335-344. <https://doi.org/10.1089/fpd.2014.1856>
- BVA. (2015). *Les Français et le savonnage des mains après être allé aux toilettes*. BVA Group. <https://www.bva-group.com/sondages/les-francais-et-le-savonnage-des-mains-apres-etre-alle-aux-toilettes/>
- Caca chez Paul (Poo at Paul's / French version)*. (2009, 18 avril). Brise. <https://www.youtube.com/watch?v=sdBYEHt65M4>
- Cairncross, S., Hunt, C., Boisson, S., Bostoen, K., Curtis, V., Fung, I. C. et Schmidt, W.-P. (2010). Water, sanitation and hygiene for the prevention of diarrhoea. *International Journal of Epidemiology*, 39(suppl_1), i193-i205. <https://doi.org/10.1093/ije/dyq035>
- Campbell, R. J. (2009). *Campbell's Psychiatric Dictionary*. Oxford University Press. ISBN: 978-0-19-534159-1
- Casadevall, A. (2017). The Pathogenic Potential of a Microbe. *mSphere*, 2(1), e00015-17. <https://doi.org/10.1128/mSphere.00015-17>
- Casanova, J.-L. et Abel, L. (2013). The Genetic Theory of Infectious Diseases: A Brief History and Selected Illustrations. *Annual review of genomics and human genetics*, 14, 215-243. <https://doi.org/10.1146/annurev-genom-091212-153448>
- Caugant, D. A., Levin, B. R. et Selander, R. K. (1984). Distribution of multilocus genotypes of *Escherichia coli* within and between host families. *Epidemiology & Infection*, 92(3), 377-384. <https://doi.org/10.1017/S0022172400064597>
- Cebron de Lisle, P. (1991, 1 janvier). *L'eau à Paris au dix-neuvième siècle* [thèse de doctorat, Paris 4]. <http://www.theses.fr/1991PA040017>

- Chapman, J. (2019). The contribution of infrastructure investment to Britain's urban mortality decline, 1861–1900. *The Economic History Review*, 72(1), 233-259. <https://doi.org/10.1111/ehr.12699>
- Chappell, C. L., Okhuysen, P. C., Sterling, C. R., Wang, C., Jakubowski, W. et Dupont, H. L. (1999). Infectivity of *Cryptosporidium parvum* in healthy adults with pre-existing anti-*C. parvum* serum immunoglobulin G. *The American Journal of Tropical Medicine and Hygiene*, 60(1), 157-164. <https://doi.org/10.4269/ajtmh.1999.60.157>
- Chatzis, K. (2014). Alimenter en eau et assainir les immeubles parisiens, 1850-1930 : la généralisation du « système Belgrand ». *Flux*, N° 97-98(3), 30-36. <https://doi.org/10.3917/flux.097.0030>
- Chavasse, D., Shier, R., Murphy, O., Huttly, S., Cousens, S. et Akhtar, T. (1999). Impact of fly control on childhood diarrhoea in Pakistan: community-randomised trial. *The Lancet*, 353(9146), 22-25. [https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(98\)03366-2](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(98)03366-2)
- Chocat, B. (1996). *Encyclopédie de l'hydrologie urbaine et de l'assainissement*. Tec & Doc Lavoisier. ISBN: 978-2-7430-0126-1
- CIEau, C. d'information sur l'eau. (2022, 18 décembre). Baromètre annuel d'opinion 2022. <https://www.cieau.com/observatoire-de-leau/barometre-annuel-dopinion/barometre-annuel-opinion-2022/>
- CIGC. (2019). *Revision du cahier des charges du comte*.
- Cohen, S. (1994). Psychosocial Influences on Immunity and Infectious Disease in Humans. *Handbook of Human Stress and Immunity*, 301-319. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-285960-1.50016-2>
- Collivignarelli, M., Abbà, A., Frattarola, A., Carnevale Miino, M., Padovani, S., Katsoyiannis, I. et Torretta, V. (2019). Legislation for the Reuse of Biosolids on Agricultural Land in Europe: Overview. *Sustainability*, 11, 6015. <https://doi.org/10.3390/su11216015>

- Crimaldi, J. P., True, A. C., Linden, K. G., Hernandez, M. T., Larson, L. T. et Pauls, A. K. (2022). Commercial toilets emit energetic and rapidly spreading aerosol plumes. *Scientific Reports*, 12(1), 20493. <https://doi.org/10.1038/s41598-022-24686-5>
- Crutzen, P. J. et Stoermer, E. F. (2000). « The Anthropocene ». *Global change*, 17-18.
- Cunnington, A. J., Sim, K., Deierl, A., Kroll, J. S., Brannigan, E. et Darby, J. (2016). “Vaginal seeding” of infants born by caesarean section. *BMJ*, 352, i227. <https://doi.org/10.1136/bmj.i227>
- Curtis, V. (1998). *The dangers of dirt: household hygiene and health*. ISBN: 978-90-5485-898-0
OISBN: 978-90-5485-898-0
- Cutler, D. M. et Miller, G. (2005). The Role of Public Health Improvements in Health Advances: The Twentieth-Century United States. *Demography*, 42(1), 1-22. <https://doi.org/10.1353/dem.2005.0002>
- Das, J. K., Hadi, Y. B., Salam, R. A., Hoda, M., Lassi, Z. S. et Bhutta, Z. A. (2018). Fly control to prevent diarrhoea in children. *The Cochrane Database of Systematic Reviews*, 2018(12), CD011654. <https://doi.org/10.1002/14651858.CD011654.pub2>
- Davenport, R. J., Satchell, M. et Shaw-Taylor, L. M. W. (2019). Cholera as a ‘sanitary test’ of British cities, 1831–1866. *History of the Family*, 24(2), 404-438. <https://doi.org/10.1080/1081602X.2018.1525755>
- Déléry, L. et Bonnard, R. (2007). *Evaluation des risques sanitaires des filières d'épandage des boues de stations d'épuration, Base scientifique de l'évaluation des risques sanitaires relatifs aux agents pathogènes* (n° Annexe B). https://www.ineris.fr/sites/ineris.fr/files/contribution/Documents/Guide-Boues-v1__8-Base-Scientifique-Pathogenes.pdf
- de Looper, M. W., Booth, H. et Baffour, B. (2019). Sanitary improvement and mortality decline in Sydney, New South Wales, 1857–1906: drinking water and dunnies as determinants.

History of the Family, 24(2), 227-248.

<https://doi.org/10.1080/1081602X.2018.1550725>

Dhiman, G., Burns, E. N. et Morris, D. W. (2016). Using Multiple Antibiotic Resistance Profiles of Coliforms as a Tool to Investigate Combined Sewer Overflow Contamination. *Journal of Environmental Health*, 79(3), 36-39. PMID: 29120149.

Didelot, A. (2002). *Contribution à l'identification et au contrôle des risques dans le processus de conception*. INSTITUT NATIONAL DE RECHERCHE ET DE SECURITE. (CENTRE DE LORRAINE : AVENUE DE BOURGOGNE, 54501 VANDOEUVRE CEDEX)

Directives 86/278/EEC. Decision (EU) 2018/853 of the European Parliament and of the Council of 30 May 2018 amending Regulation (EU) No 1257/2013 and Directives 94/63/EC and 2009/31/EC of the European Parliament and of the Council and Council Directives 86/278/EEC and 87/217/EEC as regards procedural rules in the field of environmental reporting and repealing Council Directive 91/692/EEC. , 150 OJ L (2018). <http://data.europa.eu/eli/dec/2018/853/oj/eng>

Divizia, M., Cencioni, B., Palombi, L. et Panà, A. (2008). Sewage workers: Risk of acquiring enteric virus infections including Hepatitis A. *New Microbiologica*, 31(3), 337-341. <https://doi.org/PMID: 18843887>

Dmitrieva, T. (2017, 12 décembre). *Perceptions, réglementations et mesures de la qualité des eaux de surface en France, 1854-1964. Le cas des eaux de la ville de Versailles* [phdthesis, Université Pierre et Marie Curie - Paris VI]. (NNT : 2017PA066341). (tel-02410774). <https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-02410774>

Dubourg, A. A. du texte. (1836). *Dictionnaire des ménages, répertoire de toutes les connaissances usuelles... par Antony Dubourg [Paul Lacroix]... [et E. Gigault de La Bédollière.]*. Tome 2. <https://gallica.bnf.fr/ark:/12148/bpt6k58230576>

- Dufour, A. (dir.). (2003). *Assessing microbial safety of drinking water: improving approaches and methods* (1. publ). IWA Publ. [u.a.]. ISBN: 978-92-4-154630-0
- Eckburg, P. B., Bik, E. M., Bernstein, C. N., Purdom, E., Dethlefsen, L., Sargent, M., Gill, S. R., Nelson, K. E. et Relman, D. A. (2005). Diversity of the Human Intestinal Microbial Flora. *Science (New York, N.Y.)*, 308(5728), 1635-1638.
<https://doi.org/10.1126/science.1110591>
- Eddy, I. M. &, Tchobanoglous, G., Stensel, H. D., Tsuchihashi, R. et Burton, F. L. (2013). *Wastewater Engineering: Treatment and Resource Recovery* (5e édition). McGraw-Hill Higher Education. ISBN: 978-0-07-340118-8
- Edwin, O. J. (1903). *The Self Purification of Streams*.
- Eisenberg, J. N. S., Trostle, J., Sorensen, R. J. D. et Shields, K. F. (2012). Toward a Systems Approach to Enteric Pathogen Transmission: From Individual Independence to Community Interdependence. *Annual Review of Public Health*, 33, 239-257.
<https://doi.org/10.1146/annurev-publhealth-031811-124530>
- Ejemot-Nwadiaro, R. I., Ehiri, J. E., Arikpo, D., Meremikwu, M. M. et Critchley, J. A. (2021). Hand-washing promotion for preventing diarrhoea. *Cochrane Database of Systematic Reviews*, (1). <https://doi.org/10.1002/14651858.CD004265.pub4>
- Eme, C. et Boutin, C. (2015). *Composition des eaux usées domestiques par source d'émission à l'échelle de l'habitation*. Onema. <https://hal.inrae.fr/hal-02605815>.
- Eren, M. I., Bebbler, M. R., Norris, J. D., Perrone, A., Rutkoski, A., Wilson, M. et Raghanti, M. A. (2019). Experimental replication shows knives manufactured from frozen human feces do not work. *Journal of Archaeological Science: Reports*, 27, 102002.
<https://doi.org/10.1016/j.jasrep.2019.102002>

- Esculier, F. (2018, mars). *Le système alimentation/excrétion des territoires urbains : régimes et transitions socio-écologiques*. [theses, Université Paris Est-(tel-01787854)]. (tel-01787854). <https://hal.archives-ouvertes.fr/tel-01787854>
- Esculier, F. et Barles, S. (2019). Past and Future Trajectories of Human Excreta Management Systems: Paris in the Nineteenth to Twenty-First Centuries. Dans N. Flipo, P. Labadie et L. Lestel (dir.), *The Seine River Basin* (vol. 90, p. 117-140). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/698_2019_407
- Esrey, S. A., Feachem, R. G. et Hughes, J. M. (1985). Interventions for the control of diarrhoeal diseases among young children: improving water supplies and excreta disposal facilities. *Bulletin of the World Health Organization*, 63(4), 757-772. <https://doi.org/ISSN:0042-9686>
- Faith, J. J., Guruge, J. L., Charbonneau, M., Subramanian, S., Seedorf, H., Goodman, A. L., Clemente, J. C., Knight, R., Heath, A. C., Leibel, R. L., Rosenbaum, M. et Gordon, J. I. (2013). The long-term stability of the human gut microbiota. *Science (New York, N.Y.)*, 341(6141), 1237439. <https://doi.org/10.1126/science.1237439>
- Fan, Y. et Pedersen, O. (2021). Gut microbiota in human metabolic health and disease. *Nature Reviews Microbiology*, 19(1), 55-71. <https://doi.org/10.1038/s41579-020-0433-9>
- Fankem, S., Kennedy, D., Enriquez, C. et Gerba, C. (2006). Assessment of Enteric Pathogen Exposure in Public Toilets. *Epidemiology*, 17(6), S457. <https://doi.org/ISSN:1044-3983>
- Feachem, R. G. (1986). Preventing diarrhoea: what are the policy options? *Health Policy and Planning*, 1(2), 109-117. <https://doi.org/10.1093/heapol/1.2.109>
- Ferrie, J. P. et Troesken, W. (2008). Water and Chicago's mortality transition, 1850–1925. *Explorations in Economic History*, 45(1), 1-16. <https://doi.org/10.1016/j.eeh.2007.06.001>

- Ferriman, A. (2007). BMJ readers choose the “sanitary revolution” as greatest medical advance since 1840. *BMJ: British Medical Journal*, 334(7585), 111. <https://doi.org/10.1136/bmj.39097.611806.DB>
- Fewtrell, L., Kaufmann, R. B., Kay, D., Enanoria, W., Haller, L. et Colford, J. M. (2005). Water, sanitation, and hygiene interventions to reduce diarrhoea in less developed countries: a systematic review and meta-analysis. *The Lancet. Infectious Diseases*, 5(1), 42-52. [https://doi.org/10.1016/S1473-3099\(04\)01253-8](https://doi.org/10.1016/S1473-3099(04)01253-8)
- Fewtrell, L. et Kay, D. (2015). Recreational Water and Infection: A Review of Recent Findings. *Current Environmental Health Reports*, 2(1), 85-94. <https://doi.org/10.1007/s40572-014-0036-6>
- Finger, S. M., Hatch, R. T. et Regan, T. M. (1976). Aerobic microbial growth in semisolid matrices: Heat and mass transfer limitation. *Biotechnology and Bioengineering*, 18(9), 1193-1218. <https://doi.org/10.1002/bit.260180904>
- Firquet, S., Beaujard, S., Lobert, P.-E., Sané, F., Caloone, D., Izard, D. et Hober, D. (2015). Survival of Enveloped and Non-Enveloped Viruses on Inanimate Surfaces. *Microbes and Environments*, 30(2), 140-144. <https://doi.org/10.1264/jsme2.ME14145>
- Flandroy, L., Poutahidis, T., Berg, G., Clarke, G., Dao, M.-C., Decaestecker, E., Furman, E., Haahtela, T., Massart, S., Plovier, H., Sanz, Y. et Rook, G. (2018). The impact of human activities and lifestyles on the interlinked microbiota and health of humans and of ecosystems. *Science of The Total Environment*, 627, 1018-1038. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.01.288>
- Fleming, J. O. et Weinstock, J. V. (2015). Clinical trials of helminth therapy in autoimmune diseases: rationale and findings. *Parasite Immunology*, 37(6), 277-292. <https://doi.org/10.1111/pim.12175>

- Floris, J. et Staub, K. (2019). Water, sanitation and mortality in Swiss towns in the context of urban renewal in the late nineteenth century. *The History of the Family*, 24, 1-28. <https://doi.org/10.1080/1081602X.2019.1598460>
- Fontaine, O., Garner, P. et Bhan, M. K. (2007). Oral rehydration therapy: the simple solution for saving lives. *BMJ*, 334(suppl 1), s14-s14. <https://doi.org/10.1136/bmj.39044.725949.94>
- Fouillet, A., Fournet, N., Forgeot, C., Jones, G., Septfons, A., Franconeri, L., Ambert-Balay, K., Schmidt, J., Guérin, P., Valk, H. de et Caserio-Schönemann, C. (2020). Large concomitant outbreaks of acute gastroenteritis emergency visits in adults and food-borne events suspected to be linked to raw shellfish, France, December 2019 to January 2020. *Eurosurveillance*, 25(7), 2000060. <https://doi.org/10.2807/1560-7917.ES.2020.25.7.2000060>
- Fournet, N., Edith, L., Gabrielle, J., Mathieu, T., Fanny, C., Athinna, N., Nathalie, J. D. S. et Henriette, de V. (2021). *Surveillance des toxi-infections alimentaires collectives. Données de la déclaration obligatoire, 2019*. Santé Publique France (SPF). <https://www.santepubliquefrance.fr/les-actualites/2021/toxi-infections-alimentaires-collectives-en-france-donnees-annuelles-2019>
- Friis, L., Agréus, L. et Edling, C. (1998). Abdominal symptoms among sewage workers. *Occupational Medicine*, 48(4), 251-253. <https://doi.org/10.1093/occmed/48.4.251>
- Friis, L., Engstrand, L. et Edling, C. (1996). Prevalence of *Helicobacter pylori* infection among sewage workers. *Scandinavian Journal of Work, Environment & Health*, 22(5), 364-368. <https://doi.org/10.5271/sjweh.155>
- Galfi, H., Haapala, J., Nordqvist, K., Westerlund, C., Blecken, G.-T., Marsalek, J. et Viklander, M. (2016). Inter-Event and Intra-Event Variations of Indicator Bacteria Concentrations in the Storm Sewer System of the City of Östersund, Sweden. *Journal of Environmental*

Engineering, 142(7), 06016003. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)EE.1943-7870.0001067](https://doi.org/10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0001067)

Gallardo-Albarrán, D. (2020). Sanitary infrastructures and the decline of mortality in Germany, 1877–1913†. *The Economic History Review*, 73(3), 730-757. <https://doi.org/10.1111/ehr.12942>

Garg, S. K., Croft, A. M. et Bager, P. (2014). Helminth therapy (worms) for induction of remission in inflammatory bowel disease. *Cochrane Database of Systematic Reviews*, (1). <https://doi.org/10.1002/14651858.CD009400.pub2>

Gargala, G. et Ja, C.-H. (2011). Évaluation des risques humains et environnementaux associés à la présence de *Cryptosporidium* dans l'environnement hydrique. • *Bulletin de veille scientifique*, (14), 5.

Gerba, C. P., Wallis, C. et Melnick, J. L. (1975). Microbiological Hazards of Household Toilets: Droplet Production and the Fate of Residual Organisms. *Applied Microbiology*, 30(2), 229-237. <https://doi.org/ISSN:0003-6919>

Gibbs, E. P. J. (2014). The evolution of One Health: a decade of progress and challenges for the future. *The Veterinary Record*, 174(4), 85-91. <https://doi.org/10.1136/vr.g143>

Giuntoli, I., Maugis, P., Renard, B., et Office national de l'eau et des milieux aquatiques (France). (2012). *Évolutions observées dans les débits des rivières en France: sélection d'un réseau de référence et analyse de l'évolution temporelle des régimes des 40 dernières années*. ONEMA. ISBN: 979-10-91047-07-4

Gotkowitz, M. B., Bradbury, K. R., Borchardt, M. A., Zhu, J. et Spencer, S. K. (2016). Effects of Climate and Sewer Condition on Virus Transport to Groundwater. *Environmental Science & Technology*, 50(16), 8497-8504. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b01422>

Goubert, J.-P. et Ladurie, E. L. R. (1986). *La Conquête de l'eau. L'Avènement de la santé à l'âge industriel*. Hachette. ISBN: 978-2-01-013129-5

- Gough, E., Shaikh, H. et Manges, A. R. (2011). Systematic review of intestinal microbiota transplantation (fecal bacteriotherapy) for recurrent *Clostridium difficile* infection. *Clinical Infectious Diseases: An Official Publication of the Infectious Diseases Society of America*, 53(10), 994-1002. <https://doi.org/10.1093/cid/cir632>
- Ha, N., Kitajima, M., Nguyen, H., Matsubara, K., Takizawa, S., Katayama, H., Oguma, K. et Ohgaki, S. (2008). Bacterial contamination of raw vegetables, vegetable-related water and river water in Ho Chi Minh City, Vietnam. *Water science and technology : a journal of the International Association on Water Pollution Research*, 58, 2403-11. <https://doi.org/10.2166/wst.2008.435>
- Hachad, M., Lanoue, M., Vo Duy, S., Villemur, R., Sauvé, S., Prévost, M. et Dorner, S. (2022). Locating illicit discharges in storm sewers in urban areas using multi-parameter source tracking: Field validation of a toolbox composite index to prioritize high risk areas. *Science of The Total Environment*, 811, 152060. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.152060>
- Ham, Y.-S., Kobori, H. et Takasago, M. (2008). Effects of combined sewer overflow and stormwater on indicator bacteria concentrations in the Tama River due to the high population density of Tokyo Metropolitan area. *Environmental Monitoring and Assessment*, 152(1), 459. <https://doi.org/10.1007/s10661-008-0330-6>
- Han, Y., Li, L., Wang, Y., Ma, J., Li, P., Han, C. et Liu, J. (2020). Composition, dispersion, and health risks of bioaerosols in wastewater treatment plants: A review. *Frontiers of Environmental Science & Engineering*, 15(3), 38. <https://doi.org/10.1007/s11783-020-1330-1>
- Harder, R., Wielemaker, R., Larsen, T. A., Zeeman, G. et Öberg, G. (2019). Recycling nutrients contained in human excreta to agriculture: Pathways, processes, and products. *Critical*

- Reviews in Environmental Science and Technology*, 49(8), 695-743.
<https://doi.org/10.1080/10643389.2018.1558889>
- Hardy, A. (1984). Water and the search for public health in London in the eighteenth and nineteenth centuries. *Medical History*, 28(3), 250-282.
<https://doi.org/10.1017/s0025727300035936>
- Helgertz, J. et Önnersfors, M. (2019). Public water and sewerage investments and the urban mortality decline in Sweden 1875–1930. *History of the Family*, 24(2), 307-338.
<https://doi.org/10.1080/1081602X.2018.1558411>
- Horswell, J., Hewitt, J., Prosser, J., Van Schaik, A., Croucher, D., Macdonald, C., Burford, P., Susarla, P., Bickers, P. et Speir, T. (2010). Mobility and survival of *Salmonella* Typhimurium and human adenovirus from spiked sewage sludge applied to soil columns. *Journal of Applied Microbiology*, 108(1), 104-114.
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2672.2009.04416.x>
- Hulo, C., de Castro, E., Masson, P., Bougueleret, L., Bairoch, A., Xenarios, I. et Le Mercier, P. (2011). ViralZone: a knowledge resource to understand virus diversity. *Nucleic Acids Research*, 39(Database issue), D576-582. <https://doi.org/10.1093/nar/gkq901>
- IHME, I. for H. M. and E. (2020a). *GBD 2019 Cause and Risk Summary : Enteric infections — Level 2 cause*. IHME, University of Washington.
https://www.healthdata.org/results/gbd_summaries/2019/enteric-infections-level-2-cause
- IHME, I. for H. M. and E. (2020b). *GBD Results*. <https://vizhub.healthdata.org/gbd-results/>.
- Inoue, T. et Ogasawara, K. (2020). Chain effects of clean water: The Mills–Reincke phenomenon in early 20th-century Japan. *Economics & Human Biology*, 36, 100822.
<https://doi.org/10.1016/j.ehb.2019.100822>

- Insee. (2023). *Taille moyenne des ménages par résidence principale en France de 1968 à 2020*.
<https://www.insee.fr/fr/statistiques/2381486>
- Itta, K. C., Patil, T., Kalal, S., Ghargi, K. V. et Roy, S. (2016). Salivirus in children with diarrhoea, western India. *International Journal of Infectious Diseases: IJID: Official Publication of the International Society for Infectious Diseases*, 52, 14-15.
<https://doi.org/10.1016/j.ijid.2016.09.015>
- Jaadla, H. et Puur, A. (2016). The impact of water supply and sanitation on infant mortality: Individual-level evidence from Tartu, Estonia, 1897–1900. *Population Studies*, 70(2), 163-179. <https://doi.org/10.1080/00324728.2016.1176237>
- Jacquemet, G. (1979). Urbanisme parisien : la bataille du tout à l'égout à la fin du XIXe siècle. *Revue d'histoire moderne contemporaine*, n° 26-4(4), 505-548. 0048-8003.
<https://www.cairn.info/revue-d-histoire-moderne-et-contemporaine-1979-4-page-505.htm>.
- Jaremków, A., Szałata, Ł., Kołwzan, B., Sówka, I., Zwoździak, J. et Pawlas, K. (2017). Impact of a Sewage Treatment Plant on Health of Local Residents: Gastrointestinal System Symptoms. *Polish Journal of Environmental Studies*, 26(1), 127-136.
<https://doi.org/10.15244/pjoes/64793>
- Jeanjean, A. (1998). *Basses oeuvres : ethnologie d'un réseau technique urbain : les égouts de Montpellier* [these de doctorat, Paris 5]. <https://www.theses.fr/1998PA05H052>
- Johnson, D. L., Lynch, R. A., Villanella, S. M., Jones, J. F., Fang, H., Mead, K. R. et Hirst, D. V. L. (2017). Persistence of Bowl Water Contamination during Sequential Flushes of Contaminated Toilets. *Journal of Environmental Health*, 80(3), 34-49-PMID: 29651169; PMCID: PMC5890808.

- Johnson, D. L., Mead, K. R., Lynch, R. A. et Hirst, D. V. L. (2013). Lifting the lid on toilet plume aerosol: A literature review with suggestions for future research. *American Journal of Infection Control*, 41(3), 254-258. <https://doi.org/10.1016/j.ajic.2012.04.330>
- Jones, K. E., Patel, N. G., Levy, M. A., Storeygard, A., Balk, D., Gittleman, J. L. et Daszak, P. (2008). Global trends in emerging infectious diseases. *Nature*, 451(7181), 990-993. <https://doi.org/10.1038/nature06536>
- Joveniaux, A. (2023). Etat des lieux des projets urbains de gestion séparative des excréments dans des bâtiments collectifs identifiés en France et en Suisse romande en 2023. https://www.leesu.fr/ocapi/wp-content/uploads/2023/04/Carte-et-tableau-franco-suisse_VF_230417.pdf
- Joveniaux, A., Legrand, M., Esculier, F. et De Gouvello, B. (2022). Towards the development of source separation and valorization of human excreta? Emerging dynamics and prospects in France. *Frontiers in Environmental Science*, 10. <https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fenvs.2022.976624>
- Kesztenbaum, L. et Rosenthal, J.-L. (2017). Sewers' diffusion and the decline of mortality: The case of Paris, 1880–1914. *Journal of Urban Economics*, 98, 174-186. <https://doi.org/10.1016/j.jue.2016.03.001>
- Knowlton, S. D., Boles, C. L., Perencevich, E. N., Diekema, D. J. et Nonnenmann, M. W. (2018). Bioaerosol concentrations generated from toilet flushing in a hospital-based patient care setting. *Antimicrobial Resistance and Infection Control*, 7, 16. <https://doi.org/10.1186/s13756-018-0301-9>
- Knutsson, D. (2017). *Water Improvement and Health: Historical Evidence on the Effect of Filtering Water on Urban Mortality* (n° 2017:2). *Research Papers in Economics*. Stockholm University, Department of Economics. https://ideas.repec.org/p/hhs/sunrpe/2017_0002.html

- Koanda, A., Bayard, R., Naquin, P., Jean, G., Bévalot, F., Charline, B. et Gourdon, R. (2015). Co-compostage de résidus solides de toilettes sèches mobiles en présence de déchets verts. *Déchets, sciences et techniques*, 68. <https://doi.org/10.4267/dechets-sciences-techniques.183>
- Kolsky, P., Fleming, L. et Bartman, J. (2019). Proof of Concept of Estimates for the Unsafe Return of Human Excreta: Models of Unsafe Return of Excreta in Four Countries. The Water Institute at the UNC, Chapel Hill, NC, USA.
- Korzeniewska, E. (2011). Emission of bacteria and fungi in the air from wastewater treatment plants - a review. *Frontiers in Bioscience (Scholar Edition)*, 3, 393-407. <https://doi.org/10.2741/s159>
- Kraay, A. N. M., Han, P., Kambhampati, A. K., Wikswa, M. E., Mirza, S. A. et Lopman, B. A. (2020). Impact of non-pharmaceutical interventions for SARS-CoV-2 on norovirus outbreaks: an analysis of outbreaks reported by 9 US States. *medRxiv*, 2020.11.25.20237115. <https://doi.org/10.1101/2020.11.25.20237115>
- Kumpel, E. et Nelson, K. L. (2014). Mechanisms Affecting Water Quality in an Intermittent Piped Water Supply. *Environmental Science & Technology*, 48(5), 2766-2775. <https://doi.org/10.1021/es405054u>
- Larsen, T. A., Hoffmann, S., Lüthi, C., Truffer, B. et Maurer, M. (2016). Emerging solutions to the water challenges of an urbanizing world. *Science*, 352(6288), 928-933. <https://doi.org/10.1126/science.aad8641>
- Larsen, T. A., Udert, K. M. et Lienert, J. (2013). Source Separation and Decentralization for Wastewater Management. <https://doi.org/10.2166/9781780401072>
- Le Cann, P., Ranarijaona, S., Monpoeho, S., Le Guyader, F. et Ferré, V. (2004). Quantification of human astroviruses in sewage using real-time RT-PCR. *Research in Microbiology*, 155(1), 11-15. <https://doi.org/10.1016/j.resmic.2003.09.013>

- Le Monde. (2013). « Fatberg » : un « iceberg de gras » infeste les égouts londoniens. https://www.lemonde.fr/europe/video/2013/08/07/fatberg-un-iceberg-de-gras-infeste-les-egouts-londoniens_3458413_3214.html
- Légifrance. (2008). *Arrêté du 22 avril 2008 fixant les règles techniques auxquelles doivent satisfaire les installations de compostage soumises à autorisation en application du titre Ier du livre V du code de l'environnement* - Légifrance. <https://www.legifrance.gouv.fr/loda/id/JORFTEXT000018800981/>
- Légifrance. (2009). *Arrêté du 7 septembre 2009 fixant les prescriptions techniques applicables aux installations d'assainissement non collectif recevant une charge brute de pollution organique inférieure ou égale à 1,2 kg/j de DBO5*. <https://www.legifrance.gouv.fr/loda/id/LEGITEXT000021125886/>
- Legrand, M. (2019). LES FRANÇAIS SONT-ILS FECOPHOBES ? FAIRE SES BESOINS, UNE QUESTION CULTURELLE. *Colloque de l'ASTEE*.
- Lemarchand, K. et Lebaron, P. (2003). Occurrence of *Salmonella* spp. and *Cryptosporidium* spp. in a French coastal watershed: relationship with fecal indicators. *FEMS Microbiology Letters*, 218(1), 203-209. <https://doi.org/10.1111/j.1574-6968.2003.tb11519.x>
- Levin, B. R. (1996). The evolution and maintenance of virulence in microparasites. *Emerging Infectious Diseases*, 2(2), 93-102.
- Li, F., Wichmann, K. et Otterpohl, R. (2009). Review of the technological approaches for grey water treatment and reuses. *Science of The Total Environment*, 407(11), 3439-3449. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.02.004>
- Li, J., Zhou, L., Zhang, X., Xu, C., Dong, L. et Yao, M. (2016). Bioaerosol emissions and detection of airborne antibiotic resistance genes from a wastewater treatment plant.

- Atmospheric Environment*, 124, 404-412.
<https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2015.06.030>
- Li, Y., Wang, J.-X. et Chen, X. (2020). Can a toilet promote virus transmission? From a fluid dynamics perspective. *Physics of Fluids*, 32(6), 065107.
<https://doi.org/10.1063/5.0013318>
- Lin, J. et Ganesh, A. (2013). Water quality indicators: bacteria, coliphages, enteric viruses. *International Journal of Environmental Health Research*, 23(6), 484-506.
<https://doi.org/10.1080/09603123.2013.769201>
- Liu, T., Beheshti, M., Su, X. et Prigiobbe, V. (2019). *Sewer-Groundwater Interaction in Urban Coastal Areas*. G. Mannina (dir.), Cham (p. 771-776). https://doi.org/10.1007/978-3-319-99867-1_133
- Lou, M., Liu, S., Gu, C., Hu, H., Tang, Z., Zhang, Y., Xu, C. et Li, F. (2021). The bioaerosols emitted from toilet and wastewater treatment plant: a literature review. *Environmental Science and Pollution Research*, 28(3), 2509-2521. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-11297-8>
- Lu, R., Frederiksen, M. W., Uhrbrand, K., Li, Y., Østergaard, C. et Madsen, A. M. (2020). Wastewater treatment plant workers' exposure and methods for risk evaluation of their exposure. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 205, 111365.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.111365>
- Lundholm, M. et Rylander, R. (1983). Work related symptoms among sewage workers. *Occupational and Environmental Medicine*, 40(3), 325-329.
<https://doi.org/10.1136/oem.40.3.325>
- Macassa, G., De Leon, A. P. et Burström, B. (2006). The impact of water supply and sanitation on area differentials in the decline of diarrhoeal disease mortality among infants in

- Stockholm 1878-1925. *Scandinavian Journal of Public Health*, 34(5), 526-533.
<https://doi.org/10.1080/14034940600551137>
- Mackenbach, J. P. (2020). *A History of Population Health : Rise and Fall of Disease in Europe*. Brill. ISBN: 978-90-04-42913-0 <https://brill.com/view/title/57111>
- Madoux-Humery, A.-S., Dorner, S., Sauvé, S., Aboufadel, K., Galarneau, M., Servais, P. et Prévost, M. (2016). The effects of combined sewer overflow events on riverine sources of drinking water. *Water Research*, 92, 218-227.
<https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.12.033>
- Majorin, F., Torondel, B., Chan, G. K. S. et Clasen, T. (2019). Interventions to improve disposal of child faeces for preventing diarrhoea and soil-transmitted helminth infection. *Cochrane Database of Systematic Reviews*, (9).
<https://doi.org/10.1002/14651858.CD011055.pub2>
- Makison Booth, C. (2014). Vomiting Larry: a simulated vomiting system for assessing environmental contamination from projectile vomiting related to norovirus infection. *Journal of Infection Prevention*, 15(5), 176-180.
<https://doi.org/10.1177/1757177414545390>
- Mandinaud, V. (2005). La pollution des sols des champs d'épandage d'eaux usées, contrainte et/ou ressource pour le développement durable en plaine de Bessancourt-Herblay-Pierrelaye. *Développement durable et territoires. Économie, géographie, politique, droit, sociologie*, (Dossier 4). <https://doi.org/10.4000/developpementdurable.1543>
- Marcus, M. et Flynn, P. (2023). A Watershed Moment: The Clean Water Act and Birth Weight. <https://doi.org/10.3886/E183922V1>
- Markovič, G., Zeleňáková, M., Káposztásová, D. et Hudáková, G. (2014, 14 mai). *Rainwater infiltration in the urban areas*. ENVIRONMENTAL IMPACT 2014, Ancona, Italy (p. 313-320). <https://doi.org/10.2495/EID140271>

- Martin, C. R., Osadchiy, V., Kalani, A. et Mayer, E. A. (2018). The Brain-Gut-Microbiome Axis. *Cellular and Molecular Gastroenterology and Hepatology*, 6(2), 133-148. <https://doi.org/10.1016/j.jcmgh.2018.04.003>
- Martin, T. (2020, 18 décembre). *L'urine humaine en agriculture : des filières variées pour contribuer à une fertilisation azotée durable* [these de doctorat, université Paris-Saclay]. <https://www.theses.fr/2020UPASB026>
- Maruszczyńska-Cheruiyot, M., Donskow-Łysoniewska, K. et Doligalska, M. (2018). Helminth Therapy: Advances in the use of Parasitic Worms Against Inflammatory Bowel Diseases and its Challenges. *Helminthologia*, 55(1), 1-11. <https://doi.org/10.1515/helm-2017-0048>
- Mathur, P. (2011). Hand hygiene: Back to the basics of infection control. *The Indian Journal of Medical Research*, 134(5), 611-620. <https://doi.org/10.4103/0971-5916.90985>
- Maurer, M. (2013). Full costs, (dis-)economies of scale and the price of uncertainty. Dans *Source Separation and Decentralization for Wastewater Management*. IWA Publishing. <https://doi.org/10.2166/9781780401072>
- McKeown, T., Brown, R. G. et Record, R. G. (1972). An Interpretation of the Modern Rise of Population in Europe. *Population Studies*, 26(3), 345-382. <https://doi.org/10.2307/2173815>
- Melosi, M. V. (1999). *The Sanitary City: Urban Infrastructure in America from Colonial Times to the Present*. The Johns Hopkins University Press. ISBN: 978-0-8018-6152-9
- Merhi, T., Atasi, O., Coetsier, C., Lalanne, B. et Roger, K. (2022). Assessing suspension and infectivity times of virus-loaded aerosols involved in airborne transmission. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 119(32), e2204593119. <https://doi.org/10.1073/pnas.2204593119>

- Metcalf, L. et Eddy, H. P. (1914). *American sewerage practice* (1st ed). McGraw-Hill Book Company, Inc.
- Metcalf, L. et Eddy, H. P. (1935). *American sewerage practice* (3rd ed). McGraw-Hill Book Company, Inc.
- Mills, F., Willetts, J., Petterson, S., Mitchell, C. et Norman, G. (2018). Faecal Pathogen Flows and Their Public Health Risks in Urban Environments: A Proposed Approach to Inform Sanitation Planning. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 15(2), E181. <https://doi.org/10.3390/ijerph15020181>
- Mitchell, C., Abeysuriya, K. et Ross, K. (2016). Making pathogen hazards visible: A new heuristic to improve sanitation investment efficacy. *Waterlines*, 35, 163-181. <https://doi.org/10.3362/1756-3488.2016.014>
- Monod, H. (1904). *Santé publique (législation sanitaire de la France)* (Librairie Hachette et C). <http://salubre.free.fr/docs/monod.pdf>
- Mouchel, J.-M., Bentayeb, K., Passerat, J., Ouattara, K., Ayrault, S., Priadi-Rianti, C., Moulin, L., Gourlay, C., Uher, E., Moreau-Guigon, E., Labadie, P., Teil, M.-J., Tamtam, F., Tlili, K., Blanchard, M., Eurin, J., Alliot, F., Desportes, A., Bourges, C. et Chevreuil, M. (2008). Influence d'un déversement de temps de pluie sur les teneurs dissoutes et particulaires de micro-polluants et les bactéries indicatrices fécales en Seine. <https://doi.org/10.26047/PIREN.rapp.ann.2008.vol01>
- Mouchel, J.-M., Lucas, F. S., Moulin, L., Wurtzer, S., Euzen, A., Haghe, J.-P., Rocher, V., Azimi, S. et Servais, P. (2021). Bathing Activities and Microbiological River Water Quality in the Paris Area: A Long-Term Perspective. Dans N. Flipo, P. Labadie et L. Lestel (dir.), *The Seine River Basin* (p. 323-353). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/698_2019_397

- Moulin, L., Richard, F., Stefania, S., Goulet, M., Gosselin, S., Gonçalves, A., Rocher, V., Paffoni, C. et Dumètre, A. (2010). Contribution of treated wastewater to the microbiological quality of Seine River in Paris. *Water Research*, 44(18), 5222-5231. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.06.037>
- Mueller, S., Saunier, K., Hanisch, C., Norin, E., Alm, L., Midtvedt, T., Cresci, A., Silvi, S., Orpianesi, C., Verdenelli, M. C., Clavel, T., Koebnick, C., Zunft, H.-J. F., Doré, J. et Blaut, M. (2006). Differences in fecal microbiota in different European study populations in relation to age, gender, and country: a cross-sectional study. *Applied and Environmental Microbiology*, 72(2), 1027-1033. <https://doi.org/10.1128/AEM.72.2.1027-1033.2006>
- Murray, C. J., Ikuta, K. S., Sharara, F., Swetschinski, L., Aguilar, G. R., Gray, A., Han, C., Bisignano, C., Rao, P., Wool, E., Johnson, S. C., Browne, A. J., Chipeta, M. G., Fell, F., Hackett, S., Haines-Woodhouse, G., Hamadani, B. H. K., Kumaran, E. A. P., McManigal, B., ... Naghavi, M. (2022). Global burden of bacterial antimicrobial resistance in 2019: a systematic analysis. *The Lancet*, 399(10325), 629-655. [https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(21\)02724-0](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(21)02724-0)
- Nam, Y.-D., Jung, M.-J., Roh, S. W., Kim, M.-S. et Bae, J.-W. (2011). Comparative analysis of Korean human gut microbiota by barcoded pyrosequencing. *PloS One*, 6(7), e22109. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0022109>
- Niwagaba, C., Nalubega, M., Vinnerås, B., Sundberg, C. et Jönsson, H. (2009a). Bench-scale composting of source-separated human faeces for sanitation. *Waste Management*, 29(2), 585-589. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2008.06.022>
- Niwagaba, C., Nalubega, M., Vinnerås, B., Sundberg, C. et Jönsson, H. (2009b). Substrate composition and moisture in composting source-separated human faeces and food

- waste. *Environmental Technology*, 30(5), 487-497.
<https://doi.org/10.1080/09593330902788236>
- Norman, G., Pedley, S. et Takkouche, B. (2010). Effects of sewerage on diarrhoea and enteric infections: a systematic review and meta-analysis. *The Lancet. Infectious Diseases*, 10(8), 536-544. [https://doi.org/10.1016/S1473-3099\(10\)70123-7](https://doi.org/10.1016/S1473-3099(10)70123-7)
- OFEV, O. fédéral de l'environnement. (2019). *Boues d'épuration*.
<https://www.bafu.admin.ch/bafu/fr/home/themen/thema-abfall/abfallwegweiser--stichworte-a--z/biogene-abfaelle/abfallarten/klaerschlam.html>
- Omran, A. R. (1971). The epidemiologic transition. A theory of the epidemiology of population change. *The Milbank Memorial Fund Quarterly*, 49(4), 509-538. ISSN : 0026-3745.
- OMS. (2012). *Guide OMS Pour l'utilisation sans risque des eaux usées, des excréta et des eaux ménagères* (vol. IV). World Health Organization ISBN 978-92-4-254685-9. ISBN: 978-92-4-254685-9
- OMS. (2017). *Directives de qualité pour l'eau de boisson : 4e éd. intégrant le premier additif [Guidelines for drinking-water quality: 4th ed. incorporating first addendum]*.
<https://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/258887/9789242549959-fre.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- OMS. (2022a). *Bulletin d'information sur les flambées épidémiques ; Choléra – situation mondiale*. <https://www.who.int/fr/emergencies/disease-outbreak-news/2022-DON426>
- OMS. (2022b). *Sanitation safety planning, Manual for step-by-step risk management for safely managed sanitation systems* (Second edition). ISBN: 978-92-4-006288-7
- Parravicini, V., Svardal, K. et Krampe, J. (2016). Greenhouse Gas Emissions from Wastewater Treatment Plants. *Energy Procedia*, 97, 246-253.
<https://doi.org/10.1016/j.egypro.2016.10.067>

- Passerat, J., Ouattara, N. K., Mouchel, J.-M., Vincent Rocher et Servais, P. (2011). Impact of an intense combined sewer overflow event on the microbiological water quality of the Seine River. *Water Research*, 45(2), 893-903.
<https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.09.024>
- Peltola, J. et Saaritsa, S. (2019). Later, smaller, better? Water infrastructure and infant mortality in Finnish cities and towns, 1870–1938. *History of the Family*, 24(2), 277-306.
<https://doi.org/10.1080/1081602X.2019.1598462>
- Pourcher, A.-M., Françoise, P.-B., Virginie, F., Agnieszka, G., Vasilica, S. et Gérard, M. (2007). Survival of faecal indicators and enteroviruses in soil after land-spreading of municipal sewage sludge. *Applied Soil Ecology*, 35(3), 473-479.
<https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2006.10.005>
- Poussou, J.-P. (1992). *La croissance des villes au XIXème siècle. France, Royaume-Uni, Etats-Unis et Pays germaniques*. ISBN: 2-7181-1551-32-7181-1551-3
- Prevost, B. (2015, 28 septembre). *Dynamique de la contamination virale dans un environnement hydrique urbain* [these de doctorat, Paris Est].
<http://www.theses.fr/2015PESC1181>
- Prince, D. S., Astry, C., Vonderfecht, S., Jakab, G., Shen, F.-M. et Yolken, R. H. (1986). Aerosol transmission of experimental rotavirus infection. *The Pediatric Infectious Disease Journal*, 5(2), 218-222.
- Prüss-Ustün, A., Bartram, J., Clasen, T., Colford, J. M., Cumming, O., Curtis, V., Bonjour, S., Dangour, A. D., De France, J., Fewtrell, L., Freeman, M. C., Gordon, B., Hunter, P. R., Johnston, R. B., Mathers, C., Mäusezahl, D., Medlicott, K., Neira, M., Stocks, M., ... Cairncross, S. (2014). Burden of disease from inadequate water, sanitation and hygiene in low- and middle-income settings: a retrospective analysis of data from 145 countries.

- Tropical Medicine & International Health: TM & IH*, 19(8), 894-905.
<https://doi.org/10.1111/tmi.12329>
- Rechenburg, A. et Kistemann, T. (2009). Sewage effluent as a source of *Campylobacter* sp. in a surface water catchment. *International Journal of Environmental Health Research*, 19(4), 239-249. <https://doi.org/10.1080/09603120802460376>
- Reverdy, A. L. et Pradel, M. (2010). *Les filières de valorisation des boues d'épuration en France: état des lieux, état de l'art*. Irstea - hal-02593493.
- Reynolds, J. H. et Barrett, M. H. (2003). A Review of the Effects of Sewer Leakage on Groundwater Quality. *Water and Environment Journal*, 17(1), 34-39.
<https://doi.org/10.1111/j.1747-6593.2003.tb00428.x>
- Richardson, K., Steffen, W., Lucht, W., Bendtsen, J., Cornell, S. E., Donges, J. F., Drüke, M., Fetzer, I., Bala, G., von Bloh, W., Feulner, G., Fiedler, S., Gerten, D., Gleeson, T., Hofmann, M., Huiskamp, W., Kummu, M., Mohan, C., Nogués-Bravo, D., ... Rockström, J. (2023). Earth beyond six of nine planetary boundaries. *Science Advances*, 9(37), eadh2458. <https://doi.org/10.1126/sciadv.adh2458>
- Ritchie, H. et Roser, M. (2021, 1 juillet). *Clean Water and Sanitation*. OurWorldInData.org.
<https://ourworldindata.org/sanitation>
- Rivadulla, E. et Romalde, J. L. (2020). A Comprehensive Review on Human Aichi Virus. *Virologica Sinica*, 35(5), 501-516. <https://doi.org/10.1007/s12250-020-00222-5>
- Rockström, J., Steffen, W., Noone, K., Persson, Å., Chapin, F. S., Lambin, E. F., 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., ... Foley, J. A. (2009). A safe operating space for humanity. *Nature*, 461(7263), 472-475.
<https://doi.org/10.1038/461472a>

- Rogowska, J., Cieszynska-Semenowicz, M., Ratajczyk, W. et Wolska, L. (2020). Micropollutants in treated wastewater. *Ambio*, 49(2), 487-503. <https://doi.org/10.1007/s13280-019-01219-5>
- Romanello, M., McGushin, A., Di Napoli, C., Drummond, P., Hughes, N., Jamart, L., Kennard, H., Lampard, P., Solano Rodriguez, B., Arnell, N., Ayeb-Karlsson, S., Belesova, K., Cai, W., Campbell-Lendrum, D., Capstick, S., Chambers, J., Chu, L., Ciampi, L., Dalin, C., ... Hamilton, I. (2021). The 2021 report of the Lancet Countdown on health and climate change: code red for a healthy future. *The Lancet*, 398(10311), 1619-1662. [https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(21\)01787-6](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(21)01787-6)
- Rosenberg, E. et Zilber-Rosenberg, I. (2013). *The Hologenome Concept: Human, Animal and Plant Microbiota*. Springer International Publishing. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-04241-1>
- Rylander, R. (1999). Health effects among workers in sewage treatment plants. *Occupational and Environmental Medicine*, 56(5), 354-357. <https://doi.org/10.1136/oem.56.5.354>
- Sade. (2022). Bassin d'Austerlitz, objectif baignade dans la Seine en 2024 - STS. *SADÉ Travaux Spéciaux*. <https://www.sade-travaux-speciaux.fr/blog/secteur/collectivites-territoriales/bassin-dausterlitz-objectif-baignade-dans-la-seine-en-2024/>
- Sahakian, A. B., Jee, S.-R. et Pimentel, M. (2010). Methane and the gastrointestinal tract. *Digestive Diseases and Sciences*, 55(8), 2135-2143. <https://doi.org/10.1007/s10620-009-1012-0>
- Sanborn, M. et Takaro, T. (2013). Maladies reliées aux loisirs aquatiques. *Canadian Family Physician*, 59(5), 225-230. <https://doi.org/ISSN:0008-350X>
- Sattar, S. A. et Ijaz, M. K. (1987). Spread of viral infections by aerosols. *Critical Reviews in Environmental Control*, 17(2), 89-131. <https://doi.org/10.1080/10643388709388331>

- Schmidt, W.-P. (2014). The elusive effect of water and sanitation on the global burden of disease. *Tropical Medicine & International Health*, 19(5), 522-527. <https://doi.org/10.1111/tmi.12286>
- Sender, R., Fuchs, S. et Milo, R. (2016). Are We Really Vastly Outnumbered? Revisiting the Ratio of Bacterial to Host Cells in Humans. *Cell*, 164(3), 337-340. <https://doi.org/10.1016/j.cell.2016.01.013>
- Servais, P., Garcia-Armisen, T., George, I. et Billen, G. (2007). Fecal bacteria in the rivers of the Seine drainage network (France): sources, fate and modelling. *The Science of the Total Environment*, 375(1-3), 152-167. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.12.010>
- SFD Promotion Initiative. (2017). SFD Manual. *Sustainable Sanitation Alliance: Eschborn, Germany*. <https://sfd.susana.org/about/the-sfd-promotion-initiative#>.
- Smith, S. R. (2009). A critical review of the bioavailability and impacts of heavy metals in municipal solid waste composts compared to sewage sludge. *Environment International*, 35(1), 142-156. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2008.06.009>
- Soller, J. A., Schoen, M. E., Bartrand, T., Ravenscroft, J. E. et Ashbolt, N. J. (2010). Estimated human health risks from exposure to recreational waters impacted by human and non-human sources of faecal contamination. *Water Research*, 44(16), 4674-4691. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.06.049>
- Steffen, W., Crutzen, J. et McNeill, J. R. (2007). The Anthropocene: are humans now overwhelming the great forces of Nature? *Ambio*, 36(8), 614-621. [https://doi.org/10.1579/0044-7447\(2007\)36\[614:taahno\]2.0.co;2](https://doi.org/10.1579/0044-7447(2007)36[614:taahno]2.0.co;2)
- Steffen, W., Richardson, K., Rockström, J., Cornell, S. E., Fetzer, I., Bennett, E. M., Biggs, R., Carpenter, S. R., de Vries, W., de Wit, C. A., Folke, C., Gerten, D., Heinke, J., Mace, G. M., Persson, L. M., Ramanathan, V., Reyers, B. et Sörlin, S. (2015). Planetary

- boundaries: Guiding human development on a changing planet. *Science*, 347(6223), 1259855. <https://doi.org/10.1126/science.1259855>
- Stellacci, P., Liberti, L., Notarnicola, M. et Haas, C. N. (2010). Hygienic sustainability of site location of wastewater treatment plants: A case study. II. Estimating airborne biological hazard. *Desalination*, 253(1), 106-111. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2009.11.024>
- Stenström, T. A. (2013). Hygiene, a major challenge for source separation and decentralization. Dans *Source Separation and Decentralization for Wastewater Management*. IWA Publishing. <https://doi.org/10.2166/9781780401072>
- Strande, L. et Brdjanovic, D. (2014). *Faecal Sludge Management: Systems Approach for Implementation and Operation*. IWA Publishing. ISBN: 978-1-78040-473-8
- Suresh Babu, S. V., Seth, B. L., Chak, A., Dixit, V. K. et Narain, S. (2007). *Sewage canal: how to clean the Yamuna*. Centre for Science & Environment. ISBN: 978-81-86906-40-8 <http://catdir.loc.gov/catdir/toc/fy0805/2007391588.html>
- SuSanA. (2008). Towards more sustainable sanitation solutions. Sustainable Sanitation Alliance (SuSanA). <https://www.susana.org/en/knowledge-hub/resources-and-publications/library/details/267>
- Tam, C. C., Rodrigues, L. C., Viviani, L., Dodds, J. P., Evans, M. R., Hunter, P. R., Gray, J. J., Letley, L. H., Rait, G., Tompkins, D. S., O'Brien, S. J., et IID2 Study Executive Committee. (2012). Longitudinal study of infectious intestinal disease in the UK (IID2 study): incidence in the community and presenting to general practice. *Gut*, 61(1), 69-77. <https://doi.org/10.1136/gut.2011.238386>
- Tarr, J. A. (1984). The Search for the Ultimate Sink: Urban Air, Land, and Water Pollution in Historical Perspective. *Records of the Columbia Historical Society, Washington, D.C.*, 51, 1-29. ISSN : 0897-9049.

- Tarr, J. A. (1988). Sewerage and the Development of the Networked City in the United States, 1850–1930. *Technology and the Rise of the Networked City in Europe and America*, 159-185.
- Tarr, J., McCurley, J. et Yosie, T. F. (1980). The development and impact of urban wastewater technology: Changing concepts of water quality control, 1850-1930. *Pollution and Reform in American Cities, 1870-1930*, 59-82.
- Tchobanoglous, G. et Leverenz, H. (2013). The rationale for decentralization of wastewater infrastructure. Dans *Source Separation and Decentralization for Wastewater Management*. IWA Publishing. ISBN: 978-1-78040-107-2 <https://doi.org/10.2166/9781780401072>
- Tilley, E., Ulrich, L., Raymond, P. et Zurbrugg, C. (2014). *Compendium des systèmes et technologies d'Assainissement (2eme édition)* (Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology (Eawag). unicefDeuxième édition (en anglais, 2014), édition française 2016.). ISBN: 978-3-906484-45-7 https://www.leesu.fr/ocapi/wp-content/uploads/2019/02/compendium_fr_2016.pdf
- Troesken, W. (2004). *Water, Race, and Disease*. MIT Press. ISBN: 978-0-262-20148-3
- Troesken, W., Tynan, N. et Yang, Y. A. (2021). What are the health benefits of a constant water supply? Evidence from London, 1860–1910. *Explorations in Economic History*, 81, 101402. <https://doi.org/10.1016/j.eeh.2021.101402>
- Ueki, Y., Sano, D., Watanabe, T., Akiyama, K. et Omura, T. (2005). Norovirus pathway in water environment estimated by genetic analysis of strains from patients of gastroenteritis, sewage, treated wastewater, river water and oysters. *Water Research*, 39(18), 4271-4280. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2005.06.035>

- UNICEF, U. N. C. F. et WHO, W. H. O. (2020). *State of the World's Sanitation: An urgent call to transform sanitation for better health, environments, economies and societies*.
<https://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/336688/9789240014473-eng.pdf>
- Upadhyay, R., Dasgupta, N., Hasan, A. et Upadhyay, S. K. (2011). Managing water quality of River Yamuna in NCR Delhi. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, 36(9-11), 372-378. <https://doi.org/10.1016/j.pce.2010.03.018>
- Vaidya, S. R., Tilekar, B. N., Walimbe, A. M. et Arankalle, V. A. (2003). Increased risk of hepatitis E in sewage workers from India. *Journal of Occupational and Environmental Medicine*, 45(11), 1167-1170. <https://doi.org/10.1097/01.jom.0000088874.43855.2f>
- Van Cauteran, D., De Valk, H., Vaux, S., Le Strat, Y. et Vaillant, V. (2012). Burden of acute gastroenteritis and healthcare-seeking behaviour in France: a population-based study. *Epidemiology and Infection*, 140(4), 697-705.
<https://doi.org/10.1017/S0950268811000999>
- Van Cauteran, Dieter, Le Strat, Y., Sommen, C., Bruyand, M., Tourdjman, M., Da Silva, N. J., Couturier, E., Fournet, N., de Valk, H. et Desenclos, J.-C. (2017). Estimated Annual Numbers of Foodborne Pathogen–Associated Illnesses, Hospitalizations, and Deaths, France, 2008–2013. *Emerging Infectious Diseases*, 23(9), 1486-1492.
<https://doi.org/10.3201/eid2309.170081>
- van Nood, E., Vrieze, A., Nieuwdorp, M., Fuentes, S., Zoetendal, E. G., de Vos, W. M., Visser, C. E., Kuijper, E. J., Bartelsman, J. F. W. M., Tijssen, J. G. P., Speelman, P., Dijkgraaf, M. G. W. et Keller, J. J. (2013). Duodenal Infusion of Donor Feces for Recurrent *Clostridium difficile*. *New England Journal of Medicine*, 368(5), 407-415.
<https://doi.org/10.1056/NEJMoa1205037>
- Vinje, J. (2015). Advances in laboratory methods for detection and typing of norovirus. *Journal of Clinical Microbiology*, 53(2), 373-381. <https://doi.org/10.1128/JCM.01535-14>

- Vliet, H. de M. der et Man, H. de. (2014, 8 avril). *Best urban water management practices to prevent waterborne infectious diseases under current and future scenarios*.
<https://www.semanticscholar.org/paper/Best-urban-water-management-practices-to-prevent-Vliet-Man/18e1d18a843a1b988659028cbc1ac37311ab79c9>
- Walters, E., Rutschmann, P., Schwarzwälder, K., Müller, E. et Horn, H. (2015). Fate of Fecal Indicator Bacteria from Combined Sewer Overflows in Rivers. *GWF, Wasser - Abwasser*, 156(1), 62-70.
- Wankhade, K. (2015). Urban sanitation in India: key shifts in the national policy frame. *Environment and Urbanization*, 27(2), 555-572.
<https://doi.org/10.1177/0956247814567058>
- Waterman, E. L. (1934). *The Elements of Water Supply Engineering* (2nd edition). John Wiley & Sons. ISBN: 978-1-01-841351-8
- WEDC. (2014). Le schéma des voies de transmission féco-orale (f diagram). <https://wedc-knowledge.lboro.ac.uk/resources/booklets/f-diagram-fr.pdf>
- Westrell, T., Schönning, C., Stenström, T. A. et Ashbolt, N. J. (2004). QMRA (quantitative microbial risk assessment) and HACCP (hazard analysis and critical control points) for management of pathogens in wastewater and sewage sludge treatment and reuse. *Water Science and Technology*, 50(2), 23-30. <https://doi.org/10.2166/wst.2004.0079>
- Wild, P., Ambroise, D., Benbrik, E., Tiberghien, A. et Massin, N. (2006). Mortality among Paris sewage workers. *Occupational and Environmental Medicine*, 63(3), 168-172.
<https://doi.org/10.1136/oem.2005.022954>
- Wilson, E. O. (1998). *Consilience: the unity of knowledge* (1st ed). Knopf: Distributed by Random House. ISBN: 978-0-679-45077-1
- Wolfe, N. D., Dunavan, C. P. et Diamond, J. (2007). Origins of major human infectious diseases. *Nature*, 447(7142), 279-283. <https://doi.org/10.1038/nature05775>

- Woods, R. I., Watterson, P. A. et Woodward, J. H. (1989). The causes of rapid infant mortality decline in England and Wales, 1861-1921. Part II. *Population Studies*, 43(1), 113-132. <https://doi.org/10.1080/0032472031000143876>
- Yang, K., Li, L., Wang, Y., Xue, S., Han, Y. et Liu, J. (2018). Airborne bacteria in a wastewater treatment plant: Emission characterization, source analysis and health risk assessment. *Water Research*, 149. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.11.027>
- Yang, K., Li, L., Wang, Y., Xue, S., Han, Y. et Liu, J. (2019). Airborne bacteria in a wastewater treatment plant: Emission characterization, source analysis and health risk assessment. *Water Research*, 149, 596-606. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.11.027>
- Zabinski, J. W., Pieper, K. J. et Gibson, J. M. (2018). A Bayesian Belief Network Model Assessing the Risk to Wastewater Workers of Contracting Ebola Virus Disease During an Outbreak. *Risk Analysis*, 38(2), 376-391. <https://doi.org/10.1111/risa.12827>
- Zeeman, G. (2017). *Source separation; the future for efficient resource recovery*. Communication présentée au Håkan Jönsson Farewell Symposium.
- Zinsstag, J., Schelling, E., Waltner-Toews, D. et Tanner, M. (2011). From “one medicine” to “one health” and systemic approaches to health and well-being. *Preventive Veterinary Medicine*, 101(3), 148-156. <https://doi.org/10.1016/j.prevetmed.2010.07.003>

Liste des annexes

Annexe 1 : Concentration en OPP dans les eaux usées brutes (L), les eaux traitées (L) et dans les boues d'épuration (g de matière sèche ⁽¹⁾ matière humide ⁽²⁾).	273
Annexe 2 : Estimations (5e, 50e, 95e percentiles de la distribution) du ratio annuel de MIE pour 1000 habitants en fonction des OPP, pour l'étude française (Van Cauteran et al.2017) et l'étude anglaise (Tam et al. 2012). Pour les données sur la morbidité de Enterobius Vermiculis, nous sommes basés sur une étude bulgare (Friesen et al. 2019).	274
Annexe 3 : Descripteurs et bandes de niveaux associés utilisés dans l'analyse de risque directe sur la base de la méthodologie mise en place par Burzoni.....	275
Annexe 4 : Description des aléas et des mesures préventives à mettre en place	280

Annexes

Annexe 1 : Concentration en OPP dans les eaux usées brutes (L), les eaux traitées (L) et dans les boues d'épuration (g de matière sèche⁽¹⁾ matière humide⁽²⁾).

Organismes	Eaux usées brutes (L)	Eaux usées traitées (L)	Boues d'épuration (g)
Bacteria (UFC)			
<i>Campylobacter jejuni</i>	10 ³⁻⁸ (Rechenburg and Kistemann, 2009)	10 ³⁻⁴ (Rechenburg and Kistemann, 2009)	
<i>Clostridium spp</i>	10 ³ (Ajonina et al, 2015)	10 ³ (Ajonina et al, 2015)	⁽¹⁾ 10 ⁴⁻⁵ (Pourcher et al., 2005)
<i>E.coli</i>	10 ⁸ (Mouchel et al, 2021)	10 ⁵ (Mouchel et al, 2021)	⁽¹⁾ 10 ⁵⁻⁷ (Pourcher et al., 2005)
<i>Entérocoques</i>	10 ⁷ (Mouchel et al, 2021)	10 ⁴ (Mouchel et al, 2021)	⁽¹⁾ 10 ⁵⁻⁷ (Pourcher et al., 2005)
<i>Salmonella spp.</i>	10 ⁰⁻³ (Iemarchand and Lebaron, 2003)	10 ⁰⁻² (Iemarchand and Lebaron, 2003)	⁽²⁾ 10 ²⁻³ (EC 2001) cité par (Delery et Bonnard, 2007)
Virus (PFU)			
<i>Adenovirus (type 4)</i>	10 ⁴⁻⁷ (Prevost, 2015)	10 ³⁻⁵ (Prevost, 2015)	
<i>Astrovirus</i>		10 ⁴ (Prevost, 2015)	
<i>Enterovirus</i>	10 ⁴ à 10 ⁵ (Henze et al, 2002)	10 ² (Prevost, 2015)	⁽¹⁾ 10 ³ (Pourcher et al., 2005)
<i>Hepatitis A</i>	0 (Prevost, 2015)	0 (Prevost, 2015)	
<i>Norovirus</i>	10 ²⁻⁸ (Prevost, 2015)	10 ¹⁻⁵ (Prevost, 2015)	
<i>Rotavirus</i>	10 ¹⁻⁶ (Prevost, 2015)	10 ¹⁻⁴ (Prevost, 2015)	
Protozoa (cysts)			
<i>cryptosporidium spp</i>	18 (Moulin et al, 2010)	5 (Moulin et al, 2010)	
<i>Giardia intestinalis</i>	1826 (Moulin et al, 2010)	59 (Moulin et al, 2010)	⁽²⁾ 10 ²⁻³ (EC 2001) cité par (Delery et Bonnard, 2007)
Helminths (eggs)			
<i>Ascaris</i>	58 (Ajonina et al, 2015)	10 (Ajonina et al, 2015)	⁽²⁾ 10 ²⁻³ (EC 2001) cité par (Delery et Bonnard, 2007)

Annexe 2 : Estimations (5e, 50e, 95e percentiles de la distribution) du ratio annuel de MIE pour 1000 habitants en fonction des OPP, pour l'étude française (Van Cauteren et al.2017) et l'étude anglaise

Organismes	Incidence estimée Van Cauteren et al. (2017)	Incidence estimée Tam et al. (2012)
Bacteries		
<i>Campylobacter jejuni/coli</i>	7,62 (4,22-16,68)	9,3 (6-14,3)
<i>Clostridium spp</i>	1,85 (0,74-5,14)	1,5 (0,5-3,9)
<i>Escherichia coli (ETEC)</i>	0,38 (0,18-0,81)	0,3 (0-4,3)
EAEC		5,9 (3,4-10,2)
<i>Listeria</i>	0,01 (0,01-0,01)	0 (0-0)
<i>Salmonella spp</i>	3,06 (1,68-6,35)	0,6 (0,2-2,4)
<i>Shigella spp</i>	0,17 (0,1-0,36)	0 (0-0)
<i>Yersinia spp</i>	0,25 (0,19-0,84)	0 (0-0)
Virus		
<i>Adenovirus</i>		10,2 (6,8-15,4)
<i>Astrovirus</i>		5,3 (3-9,4)
<i>Hepatitis A</i>	0,25 (0,2-0,33)	
<i>Hepatitis E</i>	1,05 (0,71-1,57)	
<i>Norovirus</i>	57,32 (45,96-70,82)	47 (39,1-56,5)
<i>Rotavirus</i>		12,7 (8,7-18,4)
<i>Sapovirus</i>		26,1 (20,1-33,8)
Helminthes		
<i>Enterobius vermicularis</i>	⁽¹⁾ 8,1 (5,98-10,49)	
<i>Taenia solium/saginata</i>	0,51 (0,46-0,57)	
Protozoaire parasites		
<i>Cryptosporidium parvum/hominis</i>		0,7 (0,2-2,7)
<i>Giardia intestinalis</i>		2 (0,7-5,6)
<i>Toxoplasma gondii</i>	0,37 (0,27-0,48)	

Annexe 3 : Descripteurs et bandes de niveaux associés utilisés dans l'analyse de risque directe sur la base de la méthodologie mise en place par Burzoni

Le danger		
Score	Bandes de danger	Réservoirs/matières mis en œuvre
1	Da1	Matières hygiénisées
100	Da3	Matières partiellement hygiénisées
1000	Da4	Matières fraîches

La quantité journalière		
Score	Bandes de quantité	Quantités de réservoirs/matières mises en œuvre lors de la tâche/opération
5	Q1	< à 1 litre ou < à 1 kg
10	Q2	De 1 à moins de 100 litres ou de 1 à moins de 100 kg
50	Q3	De 100 litres au mètre cube ou de 100 kg à la tonne
100	Q4	> Au mètre cube ou > à la tonne

La durée d'exposition		
Score	Bandes de durée	Durée journalière de la tâche de travail
0,13	Du1	< 15 min dans la journée
0,25	Du2	De 15 min à moins de 2 heures dans la journée
0,5	Du3	De 2 à 4 heures dans la journée
1	Du4	> 4 heures dans la journée

La fréquence hebdomadaire, mensuelle ou annuelle de la tâche		
Référentiel temporel : hebdomadaire		
Score	Bandes de fréquence	Fréquence de la tâche
0,13	F1	< ½ journée /semaine toutes les semaines
0,25	F2	De ½ journée à moins d'un jour/semaine toutes les semaines
0,5	F3	De 1 à 3 jours/semaine toutes les semaines
1	F4	> 3 jours/semaine toutes les semaines

Référentiel temporel : mensuel		
Score	Bandes de fréquence	Fréquence de la tâche

0,13	F1	< 1 jour/ mois tous les mois
0,25	F2	De 1 à moins de 6 jours/mois tous les mois
0,5	F3	De 6 à 15 jours/mois tous les mois
1	F4	> 15 jours/mois tous les mois

Référentiel temporel : annuel		
Score	Bandes de fréquence	Fréquence de la tâche
0,13	F1	< 15 jours/an tous les ans
0,25	F2	De 15 jours à moins de 2 mois/an tous les ans
0,5	F3	De 2 à 5 mois/an tous les ans
1	F4	> 5 mois/an tous les ans

Description du matériau solide mis en œuvre		
Score	Bandes de l'état physique	Description du matériau solide mis en œuvre
0,1	Ph1	Solides peu friables qui forment peu de poussières lors de la manipulation (par exemple déchets verts, compost non criblé)
0,5	Ph2	Poudre plus grossière avec formation de poussières se déposant rapidement lors de la manipulation (par exemple compost criblé)/ Sous forme pâteuse
1	Ph3	Poudre fine ou légère formant de la poussière, ou des panaches de poussières restants en suspension dans l'air lors de la manipulation (par exemple sciure fine)/ Présence de liquide
0,1	Ph1	Sous forme pâteuse (par exemple boues de STEP, compost humide, matière fécale mélangée avec de l'eau ou de l'urine)
1	Ph3	Avec présence de liquides (eaux brunes, eau de chasse, urines..)

Le procédé de travail		
Score	Bandes de procédés	Description du procédé de travail
0,3	P1	Procédés dans lesquels la mise en œuvre de produits/matières se déroule dans des processus (réacteurs) fermés.

0,6	P2	Procédés dans lesquels les produits/matières peuvent être sortis sont mélangés dans le contexte des secteurs de la fabrication, formulation, utilisation finale et dans lesquels il y a chargement/déchargement du récipient de mélange et des échantillonnages réguliers.
0,8	P3	Procédé pour lequel, de par sa conception, la mise en œuvre de produits/matières est moins émissive. Exemple : conduite de grappins en cabine, de malaxeurs ouverts, de camions, de chargeuses... Prise d'échantillons (boues, compost...). Opération d'exploitation de site... Application de produit avec des outils tenus à la main tels que des pelles
1	P4	Procédés dans lesquels les produits/matières produisent une émission importante de poussières, de fumées, de vapeurs, de brouillards... Exemple : ouverture, vidange, retournement de sacs, manipulation de produits pulvérulents... Nettoyage des trommels, meuleuses, caisses-palettes... Utilisation de la soufflette, de spray, de karcher... Broyage de déchets, criblage...

La protection collective : ventilation et captage

Score	Types de protection collective : ventilation des locaux (V)	Description de la protection collective
0,5	V3	Travail en extérieur
0,5	V3	Éloignement du salarié par rapport à la source d'émission
0,7	V4	Présence d'une ventilation générale mécanique
1	V5	Absence de ventilation mécanique

Le captage à la source

Score	Types de protection	Description de la protection collective
-------	---------------------	---

	collective : captage à la source (V)	
0,5	V3	Cabine non pressurisée
1	V5	Absence de captage localisé
0,3	V2	Présence de captage localisé inducteur ou récepteur : Hotte, fente d'aspiration, table aspirante, aspiration intégrée, cabine à flux vertical
0,1	V1	Captage enveloppant, sorbonne de laboratoire

Le scénario d'exposition		
Score	Bandes de scénarios d'exposition	Scénario d'exposition cutanée/oculaire
0,0001	Sce1	Pas de contact possible La situation de travail rend impossible le contact entre le réservoir/matière et la peau (capotage, vitre de protection, utilisations d'engins pour manipuler le produit, la matière...)
0,3	Sce2	Application de produit/matière avec un outil tenu à la main ne générant pas d'aérosol ou de projection Utilisation d'un pinceau, d'une pelle, d'un balai, d'un seau
0,5	Sce3	Génération possible de panaches d'aérosols, d'éclaboussures La situation de travail où les procédés de travail sont dits «dispersifs/émisifs » avec création d'aérosols, de projections de gouttes lors de la tâche de travail, lors de déversement, projections de brouillards d'huile par des machines, production d'aérosols par le passage d'engins, projections possibles lors de l'ouverture de tubes...

0,7	Sce4	Contact possible du produit, de la matière avec une partie du corps ou avec des objets/surfaces sur lesquels le produit, la matière a été en contact (objets/surfaces souillés) Manipulation de chiffons imbibés de produit ou souillés par de la matière, utilisation de matériel piquant ou coupant...
1	Sce5	Trempage ou immersion possible d'une partie du corps dans le produit/matière Pose ou retrait de pièces ou de matériels dans le produit, la matière avec un contact

La surface de peau exposée		
Score	Bandes de surface exposée	Surface exposée
0,1	S1	1 ou 2 mains
0,5	S2	Une ou tout en partie du(des) bras ou d'une(des) jambe(s)
1	S3	Tout le corps et/ou le visage

Annexe 4 : Description des aléas et des mesures préventives à mettre en place

Aléa	Description	Mesures de prévention à mettre en place pour éviter l'apparition de l'aléa
Insectes et autres animaux	<p>Cette voie d'exposition a lieu lorsque des organismes peuvent avoir accès aux matières. Les insectes volants sont les principaux concernés, car ayant un cycle de vie court et pouvant avoir plus facilement accès aux matières. Le cycle de reproduction des mouches jusqu'à l'âge adulte est de 10 à 30 jours et entre 15 et 30 jours pour la famille des sciaridae, en fonction de la température. Dans le cas de lombricompostage, les vers peuvent sortir de leur contenant. Des cas d'invasion de perce-oreilles ou forficules, ont aussi été observés. Des vertébrés, tels que les rats ou autres muridés, peuvent également être présents au niveau des lieux de stockage lorsque ceux-ci sont plus importants et de plus longue durée. L'exposition aux insectes est principalement observée lors des périodes chaudes, de mai à septembre, la température accélérant les cycles de vie. Un lavage insuffisant des équipements peut être à l'origine du développement d'insectes.</p>	<p>Transporter les matières hors des zones densément peuplées avant le développement des insectes, par l'utilisation d'eau comme transporteur ou en ne stockant pas les matières pendant une durée plus longue que le cycle de vie des insectes.</p> <p>Empêcher l'accès des matières aux insectes : en plaçant une ventilation active au niveau de la zone de stockage, ce qui empêche les insectes volants de se poser sur les matières, en plaçant une grille au niveau de l'aération afin d'empêcher des insectes volants de l'extérieur de rentrer, en recouvrant les matières d'un substrat carboné</p> <p>Empêcher le développement des insectes, en plaçant les matières dans des conditions qui ne leur sont pas favorables (pH, la température, l'humidité).</p> <p>Utiliser un traitement spécifique. La mise en place de piège à moucherons permet d'être prévenu en cas de début d'invasion et de traiter le compost en amont à l'aide de bactérie par exemple, ou de vidanger le contenant.</p> <p>L'entretien des équipements en contact avec les matières permet d'éviter de maintenir l'invasion.</p>

		Concernant les muridés, une grille peut être posée au niveau du stockage de longue durée afin d'empêcher leur intrusion.
Débordement	Cette voie d'exposition a lieu lorsque la quantité de matières stockées dépasse la capacité de stockage du contenant. Le débordement des matières peut avoir lieu lors de fréquence de vidange du contenant trop longue ou lorsque le transport n'est pas possible (obstruction du bol des toilettes à eau), les matières débordantes de leur contenant. Si la vidange ne peut pas être effectuée, cela peut provoquer un débordement du contenant. Le débordement peut avoir un effet sur les autres groupes fonctionnels. Des matières doivent être retirées afin d'éviter tout débordement pendant le transport ou la vidange.	La prise en compte de la capacité de stockage contenant en fonction de la fréquence d'utilisation de l'interface utilisateur est primordiale. Une vérification de la mise en charge du contenant est nécessaire. Plus la capacité de stockage est grande, plus le risque est faible. Dans le cas d'un transport par l'eau, éviter de jeter des matériaux obstruant au niveau de la toilette. Le contenant devra être nettoyé sur ses surfaces externes en cas de débordement.
Renversement	Cette voie d'exposition a lieu lorsque les matières sont déplacées ou lorsque les matières sont transvasées, des matières pouvant alors être renversées.	L'utilisation de contenants pouvant être verrouillés, et hermétiquement fermés dans le cas de matières liquides permet d'éviter tout renversement pendant les déplacements. Éviter de soulever manuellement des charges trop lourdes. Éviter les escaliers, les montées ou descentes trop brutes, les terrains glissants. Limiter les longs déplacements. Limiter les déplacements de matière permet d'éviter les risques de renversement. Une autre solution est d'empêcher toute chute de contenant possible lors du déplacement des matières. trop plein
Contamination croisée	Cette voie d'exposition a lieu lorsque des équipements utilisés le long de la filière peuvent être utilisés par d'autres personnes (commun) ou d'autres usages (jardin). Il a aussi lieu lorsque les mains ne sont pas lavées après la tâche effectuée. Il a également lieu lorsque des matières fraîches, potentiellement contaminées, sont ajoutées aux matières hygiénistes. Le mélange de ces matières peut entraîner une contamination des matières assainies. Ce risque peut être encore présent même après lavage si le savon utilisé n'est pas désinfectant ou si le matériel n'est pas lavé de manière uniforme. Des OPP peuvent alors être présents sur les équipements.	L'utilisation de savons hygiénisant permet d'éliminer les pathogènes. L'utilisation d'équipement industriel permet de garantir un lavage uniforme. Concernant les multiples usages du matériel dans le système de gestion des matières fécales, il est nécessaire de les dédier à cet usage précis ou bien de les laver systématiquement. Des panneaux d'indication peuvent être utilisés à cet effet. Si le compostage est extérieur, il est primordial de posséder plusieurs composteurs afin d'en laisser un au repos sur une période de minimum de deux ans et de stocker les matières

		fraîches dans un autre. Les composteurs doivent être différenciés facilement, par l'utilisation de pancartes et de codes couleur par exemple. Dans le cas d'un composteur connecté, une séparation peut être réalisée de manière à laisser des matières en repos comme dans le cas de Cressy par exemple.
Production d'aérosols, de poussières	Cette voie d'exposition a lieu lorsque la matière impliquée est liquide ou à l'inverse fine est sèche. L'outil utilisé conduit à la production d'aérosols ou de poussières.	L'utilisation d'un système de ventilation permettant d'aspirer les aérosols et les poussières au plus près de la source de production permet d'éviter leur diffusion dans la pièce. La fermeture de l'outil de stockage par exemple l'abattant des toilettes permet d'éviter la propagation des aérosols/poussières
Lixiviats/Fuites	Cette voie d'exposition a lieu lorsque des matières s'écoulent hors de leur contenant du fait d'un problème d'étanchéité (fuite) ou lorsqu'aucun dispositif n'est prévu pour leur gestion (lixiviat). Cette voie d'exposition concerne principalement les matières liquides.	La première solution est la prise en compte des différents flux entrants sur le dispositif et leur gestion sans risque pour éviter tout risque d'infiltration ou d'écoulements de matières contaminées. Concernant les fuites, les solutions à mettre en place concernent l'étanchéité des matériaux. L'utilisation de contenants et de tuyau pouvant être fermée de manière étanche et fabriquée avec des matériaux ayant une durée de vie plus longue (corrosion) permet d'éviter cette défaillance. La vérification de l'état des équipements et le remplacement du matériel défectueux avant défaillance sont nécessaires.
Panne matérielle/énergie/traitement	Cette voie d'exposition est associée à une défaillance du matériel, de l'alimentation, de celui-ci et également du procédé de traitement biologique du fait de conditions défavorables. En fonction de la durée de vie de matériel et si celui-ci nécessite de l'énergie pour fonctionner, le matériel peut tomber en panne empêchant le bon déroulement du dispositif. Les conditions défavorables du milieu peuvent empêcher le bon déroulement du traitement le procédé de traitement ne permet pas une hygiénisation systématique. L'hygiénisation dépend des conditions du milieu telles que le temps de traitement, la température, l'humidité, la salinité, etc..	Le contrôle fréquent ainsi que l'entretien du matériel permettent de réduire les risques de panne. Posséder du matériel de rechange ainsi qu'un générateur de secours permet de répondre rapidement à la panne. Le contrôle des conditions physico-chimique ainsi que le stockage suffisant des matières en fonction des recommandations de l'OMS permettent d'éviter un dysfonctionnement du traitement.

