

Évaluation des impacts sanitaires et environnementaux de  
filières autonomes d'assainissement de boues fécales mises en  
œuvre dans les pays tropicaux à faible revenu

par

Davidson JEAN-BAPTISTE

THÈSE PAR ARTICLES PRÉSENTÉE À L'ÉCOLE DE TECHNOLOGIE  
SUPÉRIEURE COMME EXIGENCE PARTIELLE À L'OBTENTION DU  
DOCTORAT EN GÉNIE  
Ph.D.

MONTRÉAL, LE 20 NOVEMBRE 2024

ÉCOLE DE TECHNOLOGIE SUPÉRIEURE  
UNIVERSITÉ DU QUÉBEC



Davidson JEAN-BAPTISTE, 2024



Cette licence [Creative Commons](#) signifie qu'il est permis de diffuser, d'imprimer ou de sauvegarder sur un autre support une partie ou la totalité de cette œuvre à condition de mentionner l'auteur, que ces utilisations soient faites à des fins non commerciales et que le contenu de l'œuvre n'ait pas été modifié.

**PRÉSENTATION DU JURY**

CETTE THÈSE A ÉTÉ ÉVALUÉE

PAR UN JURY COMPOSÉ DE :

M. Frédéric MONETTE, directeur de thèse  
Département de génie de la construction à l'École de technologie supérieure

M. François GARNIER, président du jury  
Département de génie mécanique à l'École de technologie supérieure

Mme Annie LEVASSEUR, membre du jury  
Département de génie de la construction à l'École de technologie supérieure

M. Patrick DROGUI, examinateur externe  
Institut national de la recherche scientifique

ELLE A FAIT L'OBJET D'UNE SOUTENANCE DEVANT JURY ET PUBLIC

LE 15 NOVEMBRE 2024

À L'ÉCOLE DE TECHNOLOGIE SUPÉRIEURE



## AVANT-PROPOS

Les recherches réalisées dans le cadre de cette thèse doctorale ont été menées au sein de la Station Expérimentale des Procédés Pilotes en Environnement (STEPPE), sous la supervision du professeur Frédéric MONETTE. L'objectif principal de cette thèse était d'examiner et comparer différentes filières d'assainissement autonome employées généralement dans les pays tropicaux à faible revenu, avec un focus particulier sur Haïti. L'analyse environnementale du cycle de vie (AECV) a été utilisée comme outil méthodologique pour parvenir à cet objectif. Étant donné que l'AECV ne prend pas en compte les risques sanitaires d'origine microbienne, la méthode de l'évaluation quantitative des risques microbiens (ÉQRM) a été employée en complément.

Ces travaux ont conduit à la publication des quatre articles scientifiques suivants :

- 1- Jean-Baptiste, D., De Giudici, P., Monette, F., 2023. Quantitative microbial risk assessment associated with the use of container-based toilets in Haiti. Water Science & Technology 88(5), 1332–1343. <https://doi.org/10.2166/wst.2023.274>**
- 2- Jean-Baptiste, D., Monette, F., 2024. Quantitative microbial risk assessment (QMRA) of the work of manual pit emptiers, commonly known as bayakous. Water Science and Technology 89(11), 3122–3132. <https://doi.org/10.2166/wst.2024.164>**
- 3- Jean-Baptiste, D., Monette, F., 2024. Comparative life cycle assessment of excreta management systems through composting and biomethanization: Case of a low-income tropical country. Water Science and Technology 89(12), 3237–3251. <https://doi.org/10.2166/wst.2024.184>**
- 4- Jean-Baptiste, D., Monette, F., 2024. «Comparative life cycle assessment of on-site sanitation systems using lagoons or drying beds for fecal sludge treatment in low-income tropical countries ». Water Science and Technology, p. wst2024377. <https://doi.org/10.2166/wst.2024.377>**



## REMERCIEMENTS

La réalisation d'une thèse de doctorat est une entreprise stimulante, enrichissante et parfois épuisante. Je tiens à remercier toutes les personnes qui ont contribué à l'aboutissement de ce travail. Mes remerciements s'adressent donc :

- à mon directeur de thèse, monsieur Frédéric MONETTE, dont la contribution a été déterminante à chaque étape de ce parcours doctoral. Son engagement sans faille, de la conception initiale du protocole de recherche jusqu'à la finalisation du manuscrit, a été le pilier de cette réalisation. Je lui suis particulièrement reconnaissant pour son soutien inestimable dans les démarches administratives auprès des services d'immigration canadienne, qui m'ont permis de poursuivre mes études à Montréal;
- à monsieur Pascal DE GIUDICI, pour avoir accepté de relire mon premier article et pour ses commentaires pertinents qui ont grandement contribué à son amélioration;
- aux personnes et aux institutions qui m'ont fourni des données lors de l'inventaire du cycle de vie (ICV), Lécopot de France, EAWAG-SANDEC de Suisse, et l'Association des Originaires de Grande Plaine (AOG) d'Haïti;
- à monsieur Benoît BEAUDRY de la résidence universitaire de l'ÉTS, pour m'avoir prêté une toilette à chasse d'eau complète pour les campagnes de pesée lors de l'ICV;
- aux membres du jury, pour leurs recommandations constructives et éclairées, qui ont permis d'améliorer significativement ce document;
- à ma famille, Roselène, ThereDave, Marc-Eddy, Ralph, Mageline, Yolène, et bien d'autres, pour leur soutien indéfectible tout au long de ce parcours;
- à mes collègues du laboratoire STEPPE, Étienne, Samuel, Jessy, Aboubacar, Loredan, Marielle et d'autres, pour leur soutien et leurs échanges enrichissants;
- à mes amis, qui ont rendu mon séjour à Montréal plus agréable, Donald, Reich, Hélène, Jimmy, Christian et d'autres;
- à messieurs Patrick VILAIRE, Charles THIBODEAU et Yvens CHÉRÉMOND, ainsi qu'à toutes les personnes que je pourrais oublier, mais qui ont, d'une manière ou d'une autre, contribué à la réalisation de cette thèse.



# **Évaluation des impacts sanitaires et environnementaux de filières autonomes d'assainissement de boues fécales mises en œuvre dans les pays tropicaux à faible revenu**

Davidson JEAN-BAPTISTE

## **RÉSUMÉ**

La carence en matière d'infrastructure d'assainissement, combinée à l'adoption de pratiques et technologies d'assainissement inadaptées, constitue un problème majeur dans de nombreux pays à faible revenu tels qu'Haïti. La contamination fécale qui en résulte est souvent la cause de problèmes sanitaires et environnementaux menaçant de façon croissante la santé humaine et les équilibres écosystémiques. La résolution de la contamination fécale passe nécessairement par la mise en place de filières et de technologies (et pratiques) d'assainissement adaptées au contexte local pour gérer efficacement les excreta provenant des ménages. Cependant, le choix de ces filières d'assainissement doit être réalisé sur une base scientifique pour éviter de produire des transferts de pollution.

Cette thèse doctorale vise principalement à évaluer les impacts sanitaires et environnementaux des principales filières et technologies d'assainissement autonome utilisées dans les pays tropicaux à faible revenu, avec un focus particulier sur Haïti, afin d'identifier les solutions les plus performantes sur le plan environnemental et celles susceptibles d'être améliorées. L'analyse du cycle de vie (ACV), en tant que méthode d'évaluation environnementale holistique et multicritère, est employée pour atteindre cet objectif. L'ACV permet d'identifier les filières et technologies les plus avantageuses sur les plans sanitaire et environnemental, tout en évitant les transferts de pollution. En complément, l'évaluation quantitative des risques microbiens (ÉQRM) est utilisée pour évaluer les risques sanitaires d'origine microbienne, un aspect non couvert par l'ACV. L'unité fonctionnelle retenue est la gestion d'une tonne de boues fécales humides en Haïti sur une période d'un an.

Un total de quinze scénarios, représentant les filières d'assainissement autonome les plus courantes, a été élaboré à partir d'une combinaison de trois types de toilettes, d'une évacuation d'abord manuelle, puis mécanique, et de cinq technologies de traitement et/ou de valorisation de boues. Chaque filière d'assainissement autonome est constituée de trois maillons : toilette, évacuation et traitement. Les toilettes considérées sont la latrine à fosse unique ventilée (VIP), la toilette sèche à litière biomâtrisée (TSLB) et la toilette à chasse d'eau (WC). Pour l'évacuation, la première vidange des boues est effectuée à l'aide d'une pompe Gulper (sauf pour les scénarios impliquant une TSLB), tandis qu'un camion de vidange récupère ensuite ces boues pour les transporter vers une station de traitement située à 10 km du point de collecte. Quant au traitement, les technologies retenues sont un biodigesteur, un composteur, un système lagunaire, des lits de séchage non plantés (LSnP) et des lits de séchage plantés de végétaux (LSPV).

Pour modéliser les filières et technologies examinées, un inventaire du cycle de vie basé essentiellement sur des entrevues, des campagnes de pesée et la recherche bibliographique a

été réalisé. Le logiciel *OpenLCA* et la base de données *ecoinvent* v.3.7 ont été utilisés pour la modélisation. Les méthodes *Impact World+* et *IPCC 2013 GWP 100a* ont été utilisées pour l'évaluation des impacts du cycle de vie. L'extension des frontières a été appliquée, conformément à la norme ISO 14044, pour allouer au système les bénéfices environnementaux découlant de la production de compost, de biogaz et de biosolides.

Les résultats indiquent que, parmi les technologies d'assainissement évaluées, le WC est le plus néfaste pour l'environnement, tandis que la TSLB est la moins néfaste. La phase d'utilisation des toilettes a été identifiée comme l'étape du cycle de vie la plus impactante, responsable de plus de 90 % de l'impact total de chaque filière d'assainissement examinée. Le papier hygiénique, les copeaux de bois, les émissions de gaz à effet de serre (GES) issues de la biodégradation des boues dans les toilettes et l'eau ont été identifiés comme les principales variables critiques. Parmi les technologies de traitement intensives, le biodigesteur présente un impact environnemental plus élevé que le composteur. Pour les technologies extensives, les LSPV sont considérés comme les plus impactants, suivis des LSnP et des lagunes.

En ce qui concerne les filières d'assainissement, deux grandes catégories ont été analysées en fonction de la technologie de traitement des boues utilisée : intensive ou extensive. Pour les filières intégrant une technologie intensive de valorisation des boues, le Scénario 1 (VIP-Évacuation-Compostage) s'est révélé être le plus bénéfique globalement, tandis que le Scénario 6 (WC-Évacuation-Biométhanisation) a été identifié comme le plus impactant. Dans le cas des filières utilisant une technologie extensive, le Scénario 6 (VIP-Évacuation-Lagunes) et le Scénario 4 (VIP-Évacuation-LSnP) se sont avérés être les moins impactants, ces deux scénarios étant interchangeables. À l'opposé, le Scénario 8 (WC-Évacuation-LSPV) a été identifié comme le plus impactant.

Pour améliorer les filières et technologies d'assainissement examinées, les résultats obtenus suggèrent d'utiliser du papier toilette fabriqué localement à base de papier recyclé, d'utiliser de la cendre et/ou des sciures comme litière à la place de copeaux de bois dans les TSLB, d'utiliser des WC économies en eau et une pompe de Gulper fabriquée localement pour éviter de descendre directement dans les fosses lors de la vidange.

Deux travaux distincts d'ÉQRM ont été menées pour évaluer les risques microbiens liés à l'utilisation de la TSLB et à la vidange manuelle des fosses par les vidangeurs, appelés « bayakous ». Les résultats révèlent un risque élevé pour les utilisateurs de la TSLB et un risque hautement élevé pour les *bayakous*, dépassant le seuil de risque acceptable fixé par l'USEPA ( $10^{-4}$  par personne et par an). Ces travaux préconisent des mesures d'atténuation, notamment le port d'équipements de protection individuelle, l'utilisation de pompes manuelles pour éviter l'entrée dans les fosses, et la professionnalisation du métier de *bayakou*, afin d'améliorer la sécurité sanitaire et les conditions de travail.

**Mots clés :** ACV, assainissement autonome, ÉQRM, impact environnemental, impact sanitaire

# **Assessment of health and environmental impacts of autonomous fecal sludge sanitation systems implemented in low-income tropical countries**

Davidson JEAN-BAPTISTE

## **ABSTRACT**

The lack of sanitation infrastructure, combined with the adoption of inadequate sanitation practices and technologies, poses a major problem in many low-income countries such as Haiti. The resulting fecal contamination often causes health and environmental issues, increasingly threatening human health and ecosystem balances. Addressing fecal contamination necessarily involves the implementation of sanitation systems and technologies (and practices) adapted to the local context to effectively manage household excreta. However, the selection of these sanitation systems must be based on scientific evidence to avoid creating pollution transfers.

This doctoral thesis primarily aims to evaluate the health and environmental impacts of the main autonomous sanitation systems and technologies used in tropical low-income countries, with a particular focus on Haiti, in order to identify the most environmentally efficient solutions and those that could be improved. Life cycle assessment (LCA), as a holistic and multi-criteria environmental evaluation method, is used as the methodological tool to achieve this goal. LCA helps to identify the sanitation systems and technologies that are most beneficial in terms of health and the environment, while avoiding pollution transfers. Additionally, quantitative microbial risk assessment (QMRA) is used as a complementary tool to assess microbial health risks, which are not covered by LCA. The functional unit considered is the management of one ton of wet fecal sludge in Haiti over a one-year period.

A total of fifteen scenarios representing the most common on-site sanitation systems were developed by combining three toilet types, initially manual and then mechanical evacuation, and five sludge treatment and/or valorization technologies. Each on-site sanitation system consists of three components: toilet, evacuation, and treatment. The three toilets considered are the ventilated improved pit (VIP) latrine, the container-based toilet (CBT), and the flush toilet (WC). For the evacuation, the initial sludge emptying is carried out using a Gulper pump (except for scenarios involving a CBT), while a sewage truck subsequently collects the sludge to transport it to a treatment plant located 10 km from the collection point. For treatment, the technologies considered are a biodigester, a composter, a lagoon system, unplanted drying beds (UDB), and planted drying beds (PDB).

To model the examined sanitation systems and technologies, a life cycle inventory based mainly on interviews, weighing campaigns, and bibliographic research was conducted. The OpenLCA software and ecoinvent databases version 3.7 were used for modeling. The Impact World+ and IPCC 2013 GWP 100a methods were employed for the life cycle impact assessment. System expansion was applied, in accordance with ISO 14044 standards, to allocate the environmental benefits resulting from the production of compost, biogas, and biosolids to the system.

The results show that among the sanitation technologies examined, the WC is the most harmful to the environment, while the CBT is the least harmful. The toilet use phase was identified as the most impactful stage of the life cycle, accounting for more than 90% of the total impact of each sanitation system examined. Toilet paper, wood shavings, greenhouse gas (GHG) emissions from the biodegradation of sludge in toilets, and water were identified as the main hotspots. Regarding intensive treatment technologies, the biodigester is more impactful than the composter, while for extensive technologies, PDB are considered the most impactful, followed by UDB and lagoons.

As for the sanitation systems, two broad categories were considered based on the presence of either intensive or extensive sludge treatment technologies downstream. In systems equipped with an intensive sludge valorization technology, Scenario 1 (VIP-Evacuation-Composting) was identified as overall the most beneficial, while Scenario 6 (WC-Evacuation-Biomethanization) was the most impactful. In the case of systems equipped with an extensive sludge treatment technology, Scenario 6 (VIP-Evacuation-Lagoons) and Scenario 4 (VIP-Evacuation-UDB) were overall the least impactful, with these two scenarios being interchangeable. Conversely, Scenario 8 (WC-Evacuation-PDB) was identified as the most impactful.

To improve the examined sanitation systems and technologies, the study recommends using locally produced toilet paper made from recycled paper, using ash and/or sawdust as litter instead of wood shavings in CBT, using water-saving WCs, and a locally manufactured Gulper pump to avoid directly entering the pits during emptying.

Two separate QMRA studies were conducted to assess microbial risks related to the use of CBT and to the manual emptying of pits by emptiers, called “bayakous.” The results reveal a high risk for CBT users and an extremely high risk for the *bayakous*, exceeding the acceptable risk threshold set by the USEPA ( $10^{-4}$  per person per year). These studies recommend mitigation measures, including the use of personal protective equipment, the adoption of manual pumps to avoid entering the pits, and the professionalization of the *bayakou* occupation to improve health safety and working conditions.

**Keywords:** environmental impact, LCA, on-site sanitation, QMRA, sanitary impact

## TABLE DES MATIÈRES

	Page
INTRODUCTION .....	1
<b>CHAPITRE 1 ÉTAT DES CONNAISSANCES ET POSITIONNEMENT DE LA RECHERCHE.....</b>	<b>5</b>
1.1 Gestion efficace des boues de vidange : paramètres clés et caractéristiques.....	6
1.1.1 Paramètres physico-chimiques.....	7
1.1.2 Paramètres biologiques .....	12
1.2 État de l'art des filières d'assainissement mises en œuvre généralement dans les pays à faible revenu .....	14
1.2.1 Maillon « Accès à l'assainissement » : regards croisés sur certaines technologies d'assainissement employées pour la défécation dans les pays à faible revenu .....	15
1.2.1.1 Latrine à fosse .....	15
1.2.1.2 Toilettes sèches à litière .....	17
1.2.1.3 Toilette à chasse d'eau (WC) .....	19
1.2.2 Maillon « Évacuation » : présentation des principales pratiques mises en œuvre dans les pays du Sud .....	20
1.2.2.1 Vidange manuelle .....	21
1.2.2.2 Vidange mécanique.....	25
1.2.3 Maillon « Traitement » : présentation des principaux procédés de traitement de boues de vidange employés dans les pays du Sud .....	27
1.2.3.1 Lits de séchage non-plantés .....	29
1.2.3.2 Lits de séchage plantés de végétaux .....	30
1.2.3.3 Bassin de décantation et d'épaississement.....	31
1.2.3.4 Lagunage.....	32
1.2.3.5 Biométhanisation .....	33
1.2.3.6 Compostage.....	35
1.2.3.7 L'enfouissement.....	37
1.3 Analyse du cycle de vie appliquée aux filières de gestion de boues de vidange .....	39
1.3.1 Présentation de l'analyse du cycle de vie .....	39
1.3.1.1 Définition des objectifs et du champ de l'étude.....	39
1.3.1.2 Inventaire du cycle de vie .....	40
1.3.1.3 Évaluation de l'impact du cycle de vie .....	41
1.3.1.4 Interprétation.....	42
1.3.2 État de l'art des études d'ACV appliquées à l'assainissement non-collectif .....	42
1.3.2.1 Travaux d'ACV se focalisant sur les toilettes.....	43
1.3.2.2 Travaux d'ACV se focalisant uniquement sur les technologies de traitement de boues .....	45
1.4 Évaluation quantitative de risque microbien (ÉQRM) .....	50
1.4.1 Présentation de l'ÉQRM .....	50

1.4.1.1	Formulation du problème.....	51
1.4.1.2	Identification du danger .....	51
1.4.1.3	Évaluation de l'exposition .....	52
1.4.1.4	Modèle dose-réponse .....	52
1.4.1.5	Caractérisation du risque.....	54
1.4.2	Évaluation de risque microbien associés à l'assainissement autonome....	55
1.4.2.1	ÉQRM liés à la vidange des fosses de latrines .....	56
1.4.2.2	ÉQRM liés à la vidange de toilettes écologiques.....	58
1.4.2.3	Travaux de nature qualitative sur les risques microbiens liés à la vidange manuelle .....	59
1.5	État de l'art des travaux combinant l'ACV et l'ÉQRM dans l'évaluation des infrastructures d'eau potable et d'assainissement.....	64
1.6	Positionnement de la recherche .....	69
1.6.1	Problématique .....	69
1.6.2	Hypothèses .....	71
1.6.3	Objectifs .....	73
1.6.4	Applications envisagées.....	73
1.6.5	Destinataires des résultats découlant de la thèse.....	74
<b>CHAPITRE 2</b>	<b>MÉTHODOLOGIE GÉNÉRALE .....</b>	<b>75</b>
2.1	Présentation du lieu de référence des travaux de recherche réalisés .....	75
2.2	Champ des travaux de recherche .....	76
2.2.1	Fonction et unité fonctionnelle .....	77
2.2.2	Frontières du système .....	77
2.2.3	Règle d'imputation.....	78
2.2.4	Scénarios considérés .....	78
2.3	Inventaire du cycle de vie .....	80
2.3.1	Collecte de données .....	80
2.3.2	Traitements des données.....	81
2.4	Méthode d'évaluation des impacts sanitaires et environnementaux.....	82
2.4.1	Méthode d'évaluation des impacts du cycle de vie .....	82
2.4.2	Méthode d'évaluation des risques microbiens : ÉQRM .....	83
<b>CHAPITRE 3</b>	<b>QUANTITATIVE MICROBIAL RISK ASSESSMENT ASSOCIATED WITH THE USE OF CONTAINER-BASED TOILETS IN HAITI.....</b>	<b>85</b>
3.1	Abstract.....	85
3.2	Highlights.....	86
3.3	Graphical abstract .....	86
3.4	Introduction.....	86
3.5	Methodology .....	88
3.5.1	Presentation of the study area .....	89
3.5.2	Hazard identification.....	89
3.5.3	Exposure assessment.....	90
3.5.3.1	Concentration of pathogens in feces .....	90
3.5.3.2	Exposure scenarios.....	90

	3.5.3.3 Measurement of the ingestion dose.....	91
3.5.4	Dose-response assessment .....	92
3.5.5	Risk characterization.....	92
	3.5.5.1 Uncertainty analysis through Monte Carlo simulation .....	92
	3.5.5.2 Determining the risk of infection and illness .....	93
	3.5.5.3 Risk classification .....	94
3.6	Results and discussion .....	95
3.6.1	Probability of infection .....	95
	3.6.1.1 Probability of infection per exposure.....	95
	3.6.1.2 Annual probability of infection.....	96
3.6.2	Probability of illness .....	96
	3.6.2.1 Probability of illness per exposure.....	96
	3.6.2.2 Annual probability of illness.....	97
3.6.3	Limitations .....	98
3.7	Microbial risk management .....	99
3.8	Conclusions.....	99
<b>CHAPITRE 4</b>	<b>QUANTITATIVE MICROBIAL RISK ASSESSMENT (QMRA) OF THE WORK OF MANUAL PIT EMPTIERS, COMMONLY KNOWN AS <i>BAYAKOUS</i> .....</b>	<b>101</b>
4.1	Abstract .....	101
4.2	Highlights.....	102
4.3	Introduction.....	102
4.4	Methodology .....	105
4.4.1	Hazard identification.....	105
4.4.2	Exposure assessment.....	105
	4.4.2.1 Concentration of target pathogens in feces .....	105
	4.4.2.2 Scenarios of ingestion and measurement of the ingestion dose .....	106
4.4.3	Dose-response assessment .....	107
4.4.4	Risk characterization.....	109
	4.4.4.1 Determining the probability of infection and illness .....	109
	4.4.4.2 Sensitivity analysis of the results .....	109
	4.4.4.3 Risk classification .....	110
4.5	Results.....	110
4.5.1	Probability of infection .....	110
4.5.2	Probability of illness .....	111
4.6	Discussion .....	112
	4.6.1 Sensitivity analysis and study limitations .....	114
4.7	Microbial risk management .....	115
4.8	Conclusion .....	116
<b>CHAPITRE 5</b>	<b>COMPARATIVE LIFE CYCLE ASSESSMENT OF EXCRETA MANAGEMENT SYSTEMS THROUGH COMPOSTING AND</b>	

<b>BIOMETHANIZATION: CASE OF A LOW-INCOME TROPICAL COUNTRY .....</b>		<b>119</b>
5.1	Abstract.....	119
5.2	Highlights.....	120
5.3	Graphical abstract .....	121
5.4	Introduction.....	121
5.5	Methodology .....	123
5.5.1	Scope of the study .....	123
5.5.1.1	Description of the systems assessed .....	123
5.5.1.2	Function and functional unit .....	124
5.5.1.3	System boundaries .....	125
5.5.1.4	Impact assessment method, and allocation rule.....	126
5.5.2	Life cycle inventory assessment .....	126
5.6	Results and discussion .....	128
5.6.1	Assessment of the potential impacts of sanitation systems on human health.....	128
5.6.2	Assessment of impacts on ecosystems.....	130
5.6.3	Contribution analysis .....	132
5.6.3.1	Health impacts: Contributions to short-term climate change and water availability, human health .....	132
5.6.3.2	Ecosystem impacts: Contribution to long-term freshwater ecotoxicity and land transformation.....	134
5.6.4	Sensitivity analysis.....	136
5.6.4.1	Assessment of the influence of the mass of wood shavings used on the results .....	136
5.6.4.2	Assessment of the influence of the impact assessment method.....	137
5.7	Conclusion .....	139
5.8	Data availability statement.....	140
<b>CHAPITRE 6 COMPARATIVE LIFE CYCLE ASSESSMENT OF ON-SITE SANITATION SYSTEMS USING LAGOONS OR DRYING BEDS FOR FECAL SLUDGE TREATMENT IN LOW-INCOME TROPICAL COUNTRIES .....</b>		<b>141</b>
6.1	Abstract.....	141
6.2	Highlights.....	142
6.3	Graphical abstract .....	143
6.4	Introduction.....	143
6.5	Methodology .....	146
6.5.1	Geophysical framework of the study .....	146
6.5.2	Objective and scope of the study .....	147
6.5.2.1	Description of the systems studied .....	147
6.5.2.2	Function and functional unit .....	148
6.5.2.3	Scenarios considered.....	149
6.5.2.4	System boundaries and impact assessment methods .....	149

6.6	6.5.3 Life cycle inventory assessment .....	150
	Results and discussion .....	152
6.6.1	Potential impact assessment of the sanitation systems analyzed .....	152
6.6.2	Contribution analysis .....	155
6.6.2.1	Contribution to climate change .....	155
6.6.2.2	Ecosystem impact: contribution to long-term aquatic ecotoxicity .....	156
6.6.2.3	Human health impact: contribution to water availability .....	157
6.6.3	Sensitivity analysis.....	158
6.7	Conclusion .....	159
6.8	Appendix A. Supplementary data .....	160
6.9	Acknowledgments.....	160
<b>CHAPITRE 7 DISCUSSION GÉNÉRALE.....</b>		<b>161</b>
7.1	Synthèse des articles scientifiques publiés dans le cadre de la thèse.....	161
7.1.1	Synthèse de l'article 1 .....	161
7.1.1.1	Portée et limites des travaux .....	162
7.1.2	Synthèse de l'article 2 .....	164
7.1.2.1	Portée et limites des travaux .....	165
7.1.3	Synthèse de l'article 3 .....	166
7.1.3.1	Portée et limites des travaux .....	168
7.1.4	Synthèse de l'article 4 .....	169
7.1.4.1	Portée et limites des travaux .....	171
7.2	Analyse du choix d'une technologie d'assainissement autonome .....	173
7.2.1	Choix d'une toilette.....	173
7.2.2	Choix d'une technologie de traitement de boues .....	177
7.3	Portée et limites de la thèse.....	180
7.3.1	Qualité des données d'inventaire du cycle de vie employées.....	181
7.3.2	Limites liées au choix du mode et de la distance de transport des boues fécales .....	182
7.3.3	Non-intégration des résultats des travaux d'ÉQRM dans les ACV réalisées.....	183
7.4	Perspectives de travaux de recherche futurs .....	184
<b>CONCLUSION.....</b>		<b>187</b>
<b>ANNEXE I</b>	<b>LISTE DES MICRO-ORGANISMES PATHOGÈNES COURAMMENT RETROUVÉS DANS LES BOUES FÉCALES.....</b>	<b>191</b>
<b>ANNEXE II</b>	<b>TAUX DE RECYCLAGE CONSIDÉRÉS POUR LES MATÉRIAUX EN FIN DE VIE.....</b>	<b>193</b>
<b>LISTE DE RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES .....</b>		<b>197</b>



## LISTE DES TABLEAUX

	Page
Tableau 1.1	Caractéristiques de boues de vidange d'après la littérature scientifique ....8
Tableau 1.2	Production de fèces rapportée dans la littérature .....9
Tableau 1.3	Composants d'une pompe Gulper.....24
Tableau 1.4	Synthèse des valeurs de « charge de morbidité » par personne par année (en DALYppa) issus de la littérature pour les principaux organismes pathogènes.....55
Tableau 3.1	Concentration of target pathogens in feces.....91
Tableau 3.2	Dose-response model applied to target pathogens.....93
Tableau 3.3	Selected variables for uncertainty analysis in the Monte Carlo simulation.....93
Tableau 3.4	Proposed classification of microbial risks according to the probability of infection and/or illness.....95
Tableau 3.5	Probability of infection per exposure.....95
Tableau 3.6	Probability of illness per exposure.....97
Tableau 3.7	Annual probability of illness.....98
Tableau 4.1	Concentration of target pathogens in feces.....106
Tableau 4.2	Dose-response model applied to target pathogens.....108
Tableau 4.3	Proposed classification of microbial risks based on the probability of infection or illness.....111
Tableau 4.4	Probability of infection per emptying operation.....111
Tableau 4.5	Probability of illness per emptying operation.....112
Tableau 4.6	Sensitivity analysis on the probability of infection per emptying operation .....115
Tableau 4.7	Sensitivity analysis on the probability of illness per emptying operation .....115
Tableau 5.1	Presentation of the six scenarios considered in the study .....124

Tableau 5.2	Sources of life cycle inventory data used in the study .....	127
Tableau 5.3	Information about the GHG emission factors used in the modeling of toilets and composting for the study .....	127
Tableau 5.4	Impacts on human health, in DALYs, and impact rate, in percentage ....	129
Tableau 5.5	Impacts on ecosystems, in PDF·m <sup>2</sup> ·yr, and impact rate, in percentage...	131
Tableau 5.6	Contribution to short-term climate change, human health.....	133
Tableau 5.7	Contribution to water availability, human health .....	134
Tableau 5.8	Long-term contribution to freshwater ecotoxicity .....	135
Tableau 5.9	Contribution to land transformation.....	136
Tableau 6.1	Scenarios considered in the study .....	149
Tableau 6.2	Sources of life cycle inventory data used in the study .....	151
Tableau 6.3	Information about the GHG emission rates used in the modelling of toilets and treatment systems for the study .....	152
Tableau 6.4	Potential impacts of the analyzed sanitation systems .....	153
Tableau 6.5	Contribution to climate change .....	156
Tableau 6.6	Contribution to long-term aquatic ecotoxicity .....	157
Tableau 6.7	Contribution to water availability .....	158
Tableau 7.1	Coûts moyens d'investissement et d'exploitation des technologies extensives .....	179

## LISTE DES FIGURES

	Page	
Figure 1.1	Illustration de la structuration du chapitre 1 .....	5
Figure 1.2	Les trois maillons de l'assainissement non-collectif .....	15
Figure 1.3	Illustration d'une latrine ventilée à fosse unique .....	16
Figure 1.4	Latrine ventilée à double fosse .....	17
Figure 1.5	Toilette sèche à litière biomâtrisée .....	18
Figure 1.6	Illustration du fonctionnement de la <i>Fossa Alterna</i> .....	19
Figure 1.7	Toilette à chasse d'eau mécanique.....	20
Figure 1.8	Vidange manuelle au moyen d'une pompe.....	22
Figure 1.9	Illustration (à gauche) et schéma (à droite) de la pompe Gulper.....	23
Figure 1.10	Camion de vidange vidangeant une fosse septique.....	26
Figure 1.11	Schéma d'un lit de séchage non-planté.....	29
Figure 1.12	Schéma d'un lit de séchage planté .....	31
Figure 1.13	Schéma d'un bassin de décantation et d'épaississement .....	32
Figure 1.14	Illustration d'un bassin de lagunage en Haïti.....	33
Figure 1.15	Illustration d'un réacteur à biogaz .....	34
Figure 1.16	Illustration d'un site d'enfouissement planté à Madagascar.....	38
Figure 3.1	Conceptual framework of the study .....	86
Figure 3.2	Container-based toilet .....	88
Figure 3.3	Diagram illustrating the steps of the study .....	89
Figure 5.1	Graphical synopsis of the study .....	121
Figure 5.2	System boundaries .....	125
Figure 5.3	Main components of the upstream and downstream links.....	125

Figure 5.4	Classification of scenarios in terms of health impact, with ratios compared to scenario 6 overlaid on the bars.....	128
Figure 5.5	Classification of scenarios in terms of ecosystem impact, with ratios compared to Scenario 6 overlaid on the bars.....	130
Figure 5.6	Verification of the influence of the amount of wood shavings used on the results in terms of health impact (a) and ecosystem impact (b).....	137
Figure 5.7	Comparison of results between the Impact World+ and Impact 2002+ methods for impacts on (a) human health and (b) ecosystems. Numbers above the bars represent the ratio of Impact World+ results to Impact 2002+ results.....	138
Figure 6.1	Conceptual illustration of the study .....	143
Figure 6.2	System boundaries .....	150
Figure 6.3	Main components of the upstream and downstream links.....	150
Figure 6.4	Potential ecosystem impacts of the examined systems at the midpoint level.....	153
Figure 6.5	Potential sanitary impacts of the examined systems at the midpoint level.....	154
Figure 6.6	Sensitivity of the study to the amount of wood shavings used for (a) ecosystem impacts and (b) human health impacts .....	159

## **LISTE DES ABRÉVIATIONS, SIGLES ET ACRONYMES**

ACV	Analyse du cycle de vie
BID	Banque interaméricaine de développement
BSE	Bassin de sédimentation et d'épaississement
DAL	Défécation à l'air libre
DINEPA	Direction nationale de l'eau potable et de l'assainissement
E. coli	<i>Escherichia coli</i>
ÉQRM	Évaluation quantitative des risques microbiens
ICV	Inventaire du cycle de vie
IHE	Institut haïtien de l'enfance
IHSI	Institut haïtien de statistique et d'informatique
JMP	Joint monitoring program
LSPV	Lits de séchage plantés de végétaux
LSnP	Lits de séchage non-plantés
MS	Matières sèches
MSPP	Ministère de la santé publique et de la population
OMD	Objectif du millénaire pour le développement
OMS	Organisation mondiale de la santé
STEP	Station de traitement des eaux polluées ou station d'épuration
TSLB	Toilettes sèches à litière biomâtrisée
UNICEF	Fond des nations-unis pour l'enfance
WASH	<i>Water, sanitation and hygiene</i> (eau, assainissement et hygiène)



## LISTE DES SYMBOLES ET UNITÉS DE MESURE

CH <sub>4</sub>	Méthane
CO <sub>2</sub>	Dioxyde de carbone
DALY	<i>Disability-Adjusted Life Years</i> (Année de Vie Corrigées de l'Incapacité)
K	Potassium
kg	Kilogramme
L	Litre
m	Mètre
m <sup>2</sup>	Mètre carré
m <sup>3</sup>	Mètre cube
N	Azote
N <sub>2</sub> O	Protoxyde d'azote
O <sub>2</sub>	Oxygène
O <sub>3</sub>	Ozone
P	Phosphore
USD	Dollar américain
t	Tonne



## INTRODUCTION

Le développement industriel et technologique actuel a permis d'améliorer considérablement la qualité et l'espérance de vie moyenne de la population mondiale (Deaton, 2013; Dattani *et al.*, 2023; Mathers *et al.*, 2015). Cependant, la croissance démographique et l'urbanisation qui en découle exercent une pression accrue sur les écosystèmes (Liu *et al.*, 2020; McDonald *et al.*, 2020; Güneralp *et al.*, 2020). L'augmentation de la demande en ressources naturelles et la production croissante de déchets posent des défis environnementaux majeurs (Krausmann *et al.*, 2018; Kaza *et al.*, 2018; Wiedmann *et al.*, 2020). Dans certaines régions, le manque d'infrastructures adéquates ou les coûts élevés de traitement entraînent le rejet de matières résiduelles non traitées dans l'environnement, causant une pollution qui menace la santé humaine et les écosystèmes (Ferronato et Torretta, 2019; Kaza *et al.*, 2018; Srivastava *et al.*, 2015).

La pollution fécale, résultant de l'insuffisance ou de l'absence d'infrastructures sanitaires de base, constitue un problème particulièrement préoccupant dans les pays à faible revenu (Amin *et al.*, 2020; Jean-Baptiste, 2019; Mara et Evans, 2018). Bien que la recherche scientifique ait permis le développement de solutions techniques pour l'assainissement (Hu *et al.*, 2016; Gabert *et al.*, 2018; Tilley *et al.*, 2016), leur mise en œuvre reste un défi dans de nombreuses régions du monde.

Le rapport du *Joint Monitoring Program* indique en effet que près de 519 millions de personnes à travers le monde pratiquaient la défécation à l'air libre en 2022 et que 545 millions de personnes avaient recours à des infrastructures d'assainissement non améliorées (WHO et UNICEF, 2023). L'accès particulièrement limité – voire inexistant dans certains cas – aux infrastructures d'assainissement/sanitaire de base, entraîne des préjudices à l'environnement y compris la santé humaine (Berendes *et al.*, 2018; Daudey, 2018; Mara et Evans, 2018). Gabert *et al.* (2018) rapportent en effet que des maladies féco-orales entraînées par des problèmes d'accès à l'assainissement sont à l'origine de 1.18 millions de décès annuels au niveau mondial. Si les pays du Nord semblent parvenir à un niveau relativement adéquat en termes de

gouvernance de l'assainissement, cela ne semble pas être le cas des pays du Sud tel qu'Haïti où le problème tend à subsister (Jean-Baptiste, 2019).

En effet, comme beaucoup de pays dits du Sud, Haïti n'est pas épargné par la pollution fécale, car certaines pratiques sanitaires inappropriées, telle que la défécation à l'air libre, demeurent encore courantes dans le pays (Jean-Baptiste, 2019; Paul *et al.*, 2022; VanRiper *et al.*, 2022). En 2022, 2.05 millions de personnes en Haïti pratiquaient la défécation à l'air libre (WHO et UNICEF, 2023). La pollution hydro-fécale a d'ailleurs déjà causé des épidémies en Haïti dont la plus récente est le choléra (Guimier, 2011; Tabarly, 2012; Sklar, 2017) avec près de 820 546 cas suspectés et 9792 décès à ce jour (Ministère de la Santé Publique et de la Population, 2020).

Pour enrayer (ou limiter) la défécation à l'air libre, des campagnes de latrinisation ont été entreprises et des technologies d'assainissement non-collectif ont été développées et installées gratuitement dans certaines communautés rurales du pays grâce au support financier de bailleurs de fonds internationaux dont la Banque mondiale, la Banque interaméricaine de développement, etc. Des travaux de recherche ont montré que le fait de distribuer des toilettes/latrines aux ménages sans prendre en compte les autres maillons de la filière (évacuation et traitement des excreta humains) ne résoud pas le problème de la pollution fécale, mais crée plutôt un déplacement de pollution (Gabert *et al.*, 2018; Rochery et Gabert, 2012). En outre, certaines de ces technologies d'assainissement – constituées de toilettes à fosses non-bétonnées, donc non étanches – sont susceptibles d'accentuer la pollution fécale des nappes d'eau souterraines au lieu de l'endiguer (Monvois *et al.*, 2010).

Il n'est pas toujours évident de pouvoir identifier objectivement parmi les multiples solutions proposées, lesquelles sont réellement en mesure de solutionner durablement le problème. Dans un tel contexte, la réalisation d'une analyse du cycle de vie (ACV) comparative des différentes filières d'assainissement autonome employées dans le pays pour gérer les excreta constitue une nécessité. Elle permettrait d'identifier non seulement les filières et technologies d'assainissement les moins impactantes du point de vue sanitaire et environnemental, mais aussi de proposer des pistes d'amélioration (de ces filières) et, à terme, d'identifier celles les plus adaptées au contexte socio-économique et géologique du pays, d'où l'intérêt scientifique des présents travaux de recherche réalisés.

La présente thèse doctorale vise à examiner et comparer par le biais de l'analyse environnementale du cycle de vie (AECV) différentes filières d'assainissement autonome employées généralement dans les pays tropicaux à faible revenu, avec un focus particulier sur Haïti, de manière à identifier les filières et les technologies d'assainissement les plus bénéfiques sur le plan sanitaire et environnemental ainsi que celles pouvant être améliorées. Étant donné que l'AECV ne prend pas en compte les risques sanitaires d'origine microbienne, l'évaluation quantitative des risques microbiens (ÉQRM) est employée comme outil méthodologique complémentaire pour les intégrer.

### **Structuration de la thèse**

La présente thèse de doctorat est structurée autour de sept chapitres principaux :

- Chapitre 1. Ce chapitre présente une revue de littérature détaillée permettant de situer la recherche dans son contexte. Il comprend notamment un état de l'art des technologies d'assainissement autonome employées dans les pays tropicaux à faible revenu ainsi que des recherches effectuées sur l'ACV et l'ÉQRM appliquées à l'assainissement autonome;
- Chapitre 2. Ce chapitre détaille la démarche méthodologique nécessaire à la collecte et au traitement des données, ainsi qu'à la modélisation des filières et technologies d'assainissement examinées dans le cadre des travaux;
- Chapitres 3 à 6. Ces chapitres présentent textuellement les quatre articles scientifiques publiés dans le cadre de la thèse. Chacun de ces articles constitue un sous-chapitre présentant les résultats obtenus;
- Chapitre 7 : ce chapitre présente une synthèse des quatre articles scientifiques publiés dans le cadre de la thèse et discute de façon plus approfondie les résultats obtenus, tout en abordant les limites de la recherche ainsi que les perspectives de recherche future.



## CHAPITRE 1

### ÉTAT DES CONNAISSANCES ET POSITIONNEMENT DE LA RECHERCHE

Ce chapitre présente une synthèse approfondie des connaissances actuelles sur deux méthodologies essentielles utilisées dans le cadre des présents travaux de thèse : l'analyse du cycle de vie (ACV) et l'évaluation quantitative des risques microbiens (ÉQRM). Il se concentre spécifiquement sur leur application aux filières d'assainissement autonomes utilisées dans les pays à faible revenu pour la gestion des excreta humains. Les travaux se focalisent exclusivement sur la gestion des excreta, englobant les étapes d'accès aux toilettes, de collecte, de transport, de dépôtage, de traitement et/ou de valorisation des boues fécales. Les eaux usées, bien que connexes, ne font pas partie du périmètre des travaux réalisés. La Figure 1.1 offre une vue d'ensemble des sujets clés abordés dans ce chapitre.

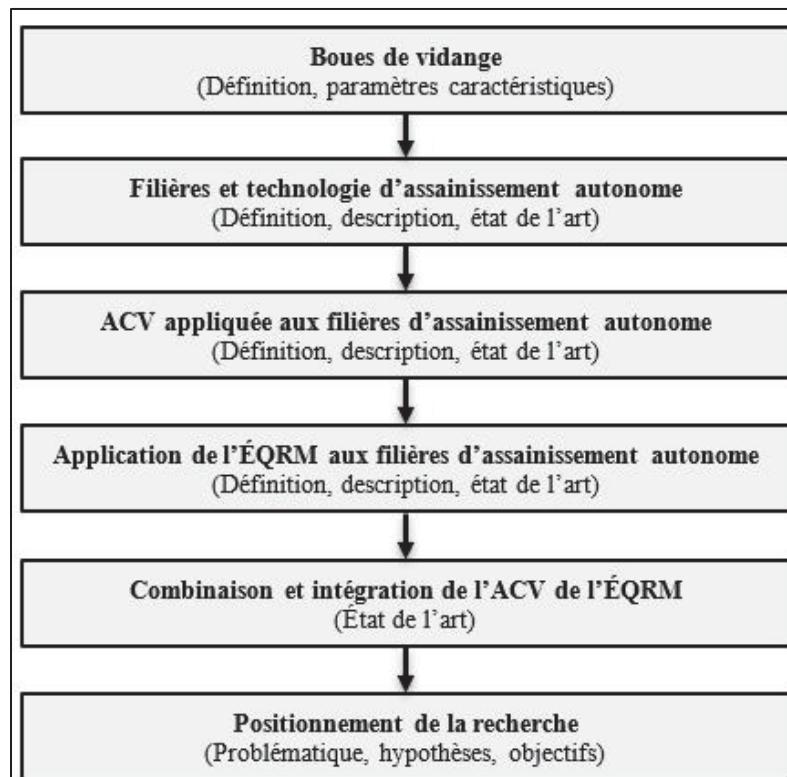


Figure 1.1 Illustration de la structuration du chapitre 1

## 1.1 Gestion efficace des boues de vidange : paramètres clés et caractéristiques

Le terme boues de vidange désigne des boues hétérogènes collectées dans les systèmes d'assainissement non-collectif tels que les latrines, les toilettes publiques non raccordées à un réseau d'égout centralisé et les fosses septiques (Strande, Ronteltap et Brdjanovic, 2014; Kone *et al.*, 2017; Velkushanova *et al.*, 2021). Ces boues sont généralement constituées d'excreta (fèces + urine), de résidus de nettoyage anal (papier, feuilles, etc.), d'eau et parfois de résidus solides (Velkushanova *et al.*, 2021; Englund et Strande, 2019). Elles contiennent généralement des agents pathogènes ainsi que des polluants physico-chimiques et organiques pouvant avoir des impacts négatifs sur la santé humaine et l'environnement (Mara, 2004; Strande, Ronteltap et Brdjanovic, 2014; WHO, 2006), et doivent donc être correctement traitées avant toute réutilisation ou évacuation dans la nature, sauf cas exceptionnel d'incinération. Malgré les risques sanitaires et environnementaux associés aux boues de vidange, dans certaines régions, notamment en Afrique et en Asie du Sud-Est, elles sont parfois répandues directement dans les champs agricoles sans traitement préalable (Esrey *et al.*, 1998; Strande, Ronteltap et Brdjanovic, 2014).

L'étude de ces boues revêt un intérêt particulier dans les domaines des sciences et de l'ingénierie de l'environnement, car ces matières, généralement considérées comme nuisibles, peuvent être traitées, valorisées et réutilisées comme matières premières secondaires à des fins agricoles, énergétiques ou autres (Esrey *et al.*, 1998; Strande, Ronteltap et Brdjanovic, 2014). Leur réutilisation s'inscrit dans le cadre des principes de l'économie circulaire, qui promeut le recyclage des matières afin de préserver les ressources naturelles, rompant ainsi avec le modèle économique linéaire basé sur la production, l'utilisation et l'élimination.

La gestion efficace des boues de vidange nécessite une compréhension approfondie de leurs caractéristiques ainsi que des risques associés, ce qui facilite la prise de décision concernant les méthodologies et les procédés de traitement à adopter. Cette section vise principalement à décrire les caractéristiques physico-chimiques et biologiques des boues de vidange, ainsi qu'à présenter les risques sanitaires et écologiques qui y sont associés.

## Caractérisation des boues de vidange

Les boues de vidange sont généralement hétérogènes, leur composition variant selon divers facteurs tels que leur origine (toilettes publiques ou privées), la durée de stockage, la fréquence de la vidange, le climat, le mode et la technologie de vidange utilisés, ainsi que la qualité du système d'assainissement (Cheng *et al.*, 2017; Englund et Strande, 2019; Velkushanova *et al.*, 2021). Les paragraphes suivants décrivent de manière synthétique les principaux paramètres physico-chimiques et biologiques nécessaires à la caractérisation des boues de vidange. Ces informations sont essentielles pour les gestionnaires et les ingénieurs sanitaires afin d'assurer une gestion efficiente de ces boues.

### 1.1.1 Paramètres physico-chimiques

Les principaux paramètres physico-chimiques de caractérisation des boues de vidange comprennent le volume, la siccité, la demande chimique en oxygène (DCO), la demande biochimique en oxygène (DBO), les nutriments tels que l'azote (N), le phosphore (P) et le potassium (K), le pH et les métaux lourds (Strande, Ronteltap et Brdjanovic, 2014; Gabert *et al.*, 2018). Le Tableau 1.1 synthétise les principaux principaux paramètres physico-chimiques permettant de caractériser les boues de vidange.

#### Volume

Le volume des boues constitue un paramètre essentiel dans la gestion des boues de vidange, car il guide le choix et la conception des infrastructures de traitement. En effet, une connaissance précise du volume de boues produites dans une zone donnée permet de dimensionner adéquatement les installations nécessaires à leur évacuation et leur traitement (Sasse, 1998; Klingel *et al.*, 2002; Strande, Ronteltap et Brdjanovic, 2014). Ce volume n'est pas uniforme à l'échelle mondiale, car il dépend de divers facteurs tels que les habitudes alimentaires, le climat, la consommation d'eau, l'âge, etc. (Netherlands Water Partnership *et al.*, 2006; Rose *et al.*, 2015; Odey *et al.*, 2017). Par exemple, les végétariens, qui consomment des aliments non transformés riches en fibres, produisent généralement davantage

de matières fécales que les consommateurs d'aliments transformés et riches en viande (Netherlands Water Partnership *et al.*, 2006; Rose *et al.*, 2015; Odey *et al.*, 2017). La fréquence moyenne de défécation est généralement d'une fois par personne par jour (Strande, Ronteltap et Brdjanovic, 2014). Le Tableau 1.2 présente les valeurs relatives à la quantité de boues produites par personne selon le pays.

Tableau 1.1 Caractéristiques de boues de vidange d'après la littérature scientifique

Adapté de Strande, Ronteltap et Brdjanovic (2014)

Paramètres	Unités	Toilettes publiques	Fosses septiques
pH	N/A	1.50 à 12.6 6.55 à 9.34	N/A
Matières sèches (MS)	mg/L	52 500 30 000 N/A ≥ 3.5 %	12 000 à 35 000 22 000 34 106 < 3.0 %
Matières volatiles (MV)	% MS	68.0 65.0	50.0 à 73.0 45.0
Demande chimique en oxygène (DCO)	mg O <sub>2</sub> /L	49 000 30 000 20 000 à 50 000	1200 à 7800 10 000 < 10 000
Demande biochimique en oxygène (DBO)	mg O <sub>2</sub> /L	7600	840 à 2600
Azote total (NGL)	mg/L	N/A	190 à 300
Azote Kjeldahl (NTK)	mg/L	3400	1 000
Azote ammoniacal (N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> )	mg/L	3300 2000 2000 à 5000	150 à 1 200 400 < 1000
Nitrate (N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> )	mg/L	N/A	0.20 à 21.0
Phosphore total (P <sub>T</sub> )	mg/L	450	150

### Siccité et matière volatile

La siccité, définie comme le pourcentage massique de matières sèches dans les boues, est un paramètre d'importance pour la gestion des boues, car elle permet d'évaluer la quantité de solides à traiter (Strande, Ronteltap et Brdjanovic, 2014; Gabert *et al.*, 2018). Ce paramètre est directement utile au dimensionnement et à la conception des procédés de traitement, tels que les lits de séchage plantés et non plantés.

Tableau 1.2 Production de fèces rapportée dans la littérature

Adapté de Strande, Ronteltap et Brdjanovic (2014)

Lieu	Masse humide (g/pers./jour)	Masse humide (kg/pers./an)	Références
Pays développés	100 à 200	35 à 70	(Vinnerås <i>et al.</i> , 2006)
Pays à faible revenu, milieu rural	350	128	(Feachem <i>et al.</i> , 1983)
Pays à faible revenu, milieu urbain	250	91.3	(Feachem <i>et al.</i> , 1983)
Pays en développement	135 à 270	49.3 à 98.6	(Mara, 2004)
Chine	315	115	(Strande, Ronteltap et Brdjanovic, 2014)
Kenya	520	190	(Strande, Ronteltap et Brdjanovic, 2014)
France	137	50.0	(Zeller, 2017)
Thaïlande	120 à 400	43.8 à 70.0	(Schouw <i>et al.</i> , 2002)
Haïti	120 à 130	43.8 à 47.4	(Jean <i>et al.</i> , 2017)

La matière volatile, quant à elle, fournit des informations sur le potentiel de dégradation de la matière organique. En général, la teneur en matières volatiles se situe entre 60 et 70 % en moyenne (Klingel *et al.*, 2002). La fraction non dégradable, constituée par les matières sèches, correspond à la partie minérale des boues. Le rapport entre les matières volatiles (MVS) et les matières sèches (MS) indique la proportion relative de matière organique présente dans les boues et sert d'indicateur du niveau de stabilisation des boues (Strande, Ronteltap et Brdjanovic, 2014; Gabert *et al.*, 2018).

### Demande biochimique en oxygène (DBO) et demande chimique en oxygène (DCO)

La DBO représente la quantité d'oxygène nécessaire aux micro-organismes pour oxyder et stabiliser les matières organiques biodégradables présentes dans les eaux usées ou les boues de vidange. En revanche, la DCO correspond à la quantité d'oxygène requise pour oxyder chimiquement les matières organiques, qu'elles soient biodégradables ou non-biodégradables (Strande, Ronteltap et Brdjanovic, 2014; Gabert *et al.*, 2018).

La demande en oxygène permet d'évaluer le niveau de pollution organique. Le déversement de boues de vidange dans le milieu aquatique peut entraîner une diminution de la teneur en oxygène, entraînant ainsi l'asphyxie de la biodiversité aquatique. En règle générale, les boues de vidange présentent une  $\text{DBO}_5$  (DBO mesurée sur cinq jours d'incubation à 20 °C) en moyenne 5.6 fois plus élevée que celle des eaux usées les plus concentrées (Strande, Ronteltap

et Brdjanovic, 2014). Les matières non carbonées, comme celles découlant de l’oxydation de l’azote ammoniacal en nitrites puis en nitrates, peuvent également consommer de l’oxygène, augmentant ainsi la demande en oxygène. La stabilisation des boues (par compostage, digestion anaérobie, chaulage, par voies électrochimique, etc.) réduit considérablement la demande en oxygène (Strande, Ronteltap et Brdjanovic, 2014).

En général, la DCO est plus élevée que la DBO, car elle inclut des composés résistants à la dégradation biologique, tels que la lignine, ainsi que des substances inorganiques oxydables (Strande, Ronteltap et Brdjanovic, 2014; Velkushanova *et al.*, 2021). Le ratio DBO/DCO est généralement compris entre 0.30 et 0.80 (Metcalf & Eddy, 2003; Vinnerås *et al.*, 2006). Le rapport DBO/DCO constitue un indicateur de la biodégradabilité des matières organiques présentes. Un rapport compris entre 0.50 et 0.80 indique une bonne biodégradabilité, tandis qu’un rapport inférieur à 0.30 suggère la présence de substances limitantes ou toxiques qui peuvent inhiber l’activité microbienne (Sasse, 1998; Metcalf & Eddy, 2003).

### Nutriments (N, P, K)

Les boues de vidange renferment des nutriments sous forme de composés azotés, phosphatés et potassiques (Langergraber et Muellegger, 2005; Strande, Ronteltap et Brdjanovic, 2014; Velkushanova *et al.*, 2021). Elles contiennent 10 à 20 % d’azote, principalement sous forme d’ammoniac, d’ammonium, de nitrites, de nitrates et de composés organiques. La teneur en azote varie selon des facteurs comme le pH, l’âge des boues et leur type (Strande, Ronteltap et Brdjanovic, 2014).

Le phosphore (P) se retrouve également en quantités importantes (20 à 50 %), principalement sous forme de phosphates, d’acide orthophosphorique et de phosphore organique lié (Strande, Ronteltap et Brdjanovic, 2014; Velkushanova *et al.*, 2021). Son traitement repose sur divers processus tels que la sorption, la précipitation et la sédimentation (Strande, Ronteltap et Brdjanovic, 2014). Le potassium (K) est moins abondant dans les fèces (10 à 20 %) que dans l’urine (50 à 80 %) (Strande, Ronteltap et Brdjanovic, 2014).

Ces nutriments peuvent être bénéfiques pour la fertilité des sols lorsqu'ils sont utilisés en quantité suffisante en agriculture (Strande, Ronteltap et Brdjanovic, 2014). Cependant, l'épandage ou le dépotage de boues fécales non traitées peut entraîner leur transport vers le milieu aquatique lors des précipitations, ce qui peut concourir à une eutrophisation des milieux aquatiques (Strande, Ronteltap et Brdjanovic, 2014; Gabert *et al.*, 2018).

## pH

Le pH est un paramètre qui permet de mieux comprendre les processus chimiques en solution aqueuse, tels que les mécanismes acido-basiques, l'alcalinité, la neutralisation, la stabilisation biologique, la précipitation, la coagulation, la désinfection et la maîtrise de la corrosion (Sawyer, McCarty et Parkin, 2003; Metcalf & Eddy, 2003; Velkushanova *et al.*, 2021). Le pH des boues de vidange se situe généralement entre 6.5 et 8.0 (Cofie *et al.*, 2006). Cette plage est optimale pour de nombreux processus biologiques et chimiques. Un pH en dehors de la plage de 6.0 à 9.0 peut indiquer une perturbation des processus biologiques, rendant difficile leur traitement par voie biologique (Metcalf & Eddy, 2003; Strande, Ronteltap et Brdjanovic, 2014).

## Métaux lourds

Des éléments métalliques, dénommés « métaux lourds » ou « éléments traces métalliques », peuvent être présents à faible concentration dans les boues fécales. Cependant, ils se trouvent souvent à des concentrations relativement élevées dans les boues d'origine industrielle, en raison des additifs ajoutés dans les dispositifs d'assainissement et des piles électriques jetées dans les toilettes (Strande, Ronteltap et Brdjanovic, 2014). Ils sont généralement présents sous forme ionique :  $\text{Cd}^{2+}$ ,  $\text{Hg}^{2+}$ ,  $\text{Pb}^{2+}$ ,  $\text{Cr}^{2+}$ ,  $\text{Ni}^{2+}$ ,  $\text{Cu}^{2+}$ ,  $\text{Zn}^{2+}$ ,  $\text{As}^{3+}$ ,  $\text{Fe}^{3+}$ , etc. Les boues contenant des métaux lourds ne doivent pas être utilisées comme fertilisants, car les métaux lourds peuvent intégrer la chaîne alimentaire par bioaccumulation et bioamplification, entraînant des problèmes sanitaires (Gabert *et al.*, 2018).

### 1.1.2 Paramètres biologiques

Les boues de vidange renferment généralement des agents pathogènes, notamment des bactéries, des protozoaires, des virus et des œufs d'helminthes (Strande, Ronteltap et Brdjanovic, 2014; Orner, Naughton et Stenstrom, 2018; Jean-Baptiste et Monette, 2024). Cette sous-section vise à présenter les pathogènes les plus fréquemment présents dans les boues.

#### Bactéries

Les bactéries sont des micro-organismes vivants unicellulaires, procaryotes et généralement hétérotrophes, appartenant au règne des monères (Harvey, Champe et Fisher, 2007; Maier, Pepper et Gerba, 2009). Leur membrane cellulaire est entourée d'une paroi constituée de peptidoglycane, fine chez les bactéries Gram positif et épaisse chez les Gram négatif (Maier, Pepper et Gerba, 2009). Elles peuvent prendre différentes formes : cylindrique (bacilles), sphérique (coques) ou incurvée (vibrions). Certaines bactéries pathogènes, comme celles mentionnées dans l'ANNEXE I, sont fréquemment rencontrées dans les fèces. Des bactéries non-pathogènes, comme les coliformes fécaux, peuvent également être présentes dans les fèces des endothermes (mammifères et oiseaux) et sont particulièrement utilisées en microbiologie environnementale (Health Canada, 2022).

Les coliformes fécaux sont établis dans l'appareil intestinal des endothermes et sont donc omniprésents dans les fèces. Elles sont utilisées comme indicateurs de contamination fécale dans l'environnement, car leur présence suggère que d'autres agents pathogènes d'origine fécale (bactéries, virus, protozoaires, helminthes) peuvent également être présents, ce qui représente un risque pour la santé (Mara, 2004; Strande, Ronteltap et Brdjanovic, 2014; Velkushanova *et al.*, 2021). Bien que les coliformes fécaux, dont *Escherichia coli*, soient généralement de bons indicateurs, des biais existent, car certaines bactéries du même genre qu'*Escherichia* peuvent se développer dans l'environnement sans provenir de matières fécales (Jang *et al.*, 2017; Touchon *et al.*, 2020).

## Virus

Les virus sont des parasites intracellulaires obligatoires, acaryotes et acellulaires (Bonnard, 2001; Harvey, Champe et Fisher, 2007; Maier, Pepper et Gerba, 2009). Ils ne sont pas considérés comme des êtres vivants à part entière, mais plutôt comme des entités biologiques nanoscopiques (de 20 à 200 nm) constituées d'un acide nucléique (ADN ou ARN), enveloppé d'une coque protéique nommée capsidé (Mara, 2004; Harvey, Champe et Fisher, 2007). Certains d'entre eux sont dotés d'une enveloppe externe, appelée péplos, qui entoure la capsidé. En tant que parasites spécifiques, chaque groupe de virus parasite un règne, une classe ou une espèce spécifique (Mara, 2004; Harvey, Champe et Fisher, 2007; Maier, Pepper et Gerba, 2009). En effet, certains ne parasitent que les plantes (phytovirus), les bactéries (bactériophages), les animaux ou les humains. Les selles des personnes atteintes d'une infection virale peuvent contenir des virus (Health Canada, 2022; WHO, 2022), d'où l'intérêt de les prendre en compte dans l'analyse des boues de vidange. Les virus généralement retrouvés dans les boues de vidange sont répertoriés dans l'ANNEXE I.

## Protozoaires

Les protozoaires appartiennent au règne des protistes (terme créé par Ernst Haeckel en 1866). Ce sont des micro-organismes vivants unicellulaires, eucaryotes, hétérotrophes, vivant pour la plupart en parasites (Mara, 2004; Harvey, Champe et Fisher, 2007; Maier, Pepper et Gerba, 2009). Certains d'entre eux, tels que *Cryptosporidium parvum*, *Giardia intestinalis* et *Entamoeba histolytica*, sont fréquemment retrouvés dans les boues de vidange et parasitent les humains (Mara, 2004). Ils peuvent s'enkyster lorsque les conditions du milieu deviennent défavorables. Esrey *et al.* (1998) rapportent que les ookystes de *Cryptosporidium parvum* sont particulièrement résistants au traitement, survivant mieux que les œufs d'*Ascaris*, même dans des conditions hostiles telles que le gel, les hautes températures, la chloration et l'ozonisation. Cependant, la déshydratation détruit les ookystes de *Cryptosporidium parvum*; des tests ont montré qu'après quatre heures de séchage, la totalité des kystes était éliminée (Esrey *et al.*, 1998). Les protozoaires les plus fréquemment rencontrés dans les boues de vidange ainsi que les symptômes associés sont mentionnés dans l'ANNEXE I.

## **Helminthes**

Les helminthes, également appelés vers parasites, sont des organismes eucaryotes pluricellulaires et hétérotrophes (Harvey, Champe et Fisher, 2007). Ils comprennent les némathelminthes, qui sont des vers ronds ou cylindriques, et les plathelminthes, qui sont des vers plats. Ces parasites affectent tant les animaux (tels que le porc, le bœuf, etc.) que les êtres humains, et sont responsables de nombreuses maladies infectieuses (Harvey, Champe et Fisher, 2007). En raison de leur résistance au traitement, les helminthes sont souvent utilisés comme indicateur principal pour évaluer l'efficacité de la réduction des germes pathogènes dans les boues de vidange (Strande, Ronteltap et Brdjanovic, 2014; Velkushanova *et al.*, 2021; Montangero et Strauss, 2004).

Après leur expulsion de l'organisme hôte, les œufs d'helminthes peuvent survivre dans l'environnement pendant 10 à 12 mois (Larsen et Roepstorff, 1999; Sanguinetti *et al.*, 2005; Koné *et al.*, 2007). Parmi ces parasites, *Ascaris lumbricoides*, un némathelminthe, est largement utilisé comme indicateur en raison de la robustesse de ses œufs face aux processus de traitement (Esrey *et al.*, 1998; Strande, Ronteltap et Brdjanovic, 2014; Odey *et al.*, 2017). Les œufs d'*Ascaris* sont dotés d'une coquille particulièrement résistante et imperméable, ce qui leur permet de survivre dans des conditions environnementales défavorables. Cette coque assure également les échanges gazeux respiratoires essentiels tout en protégeant les œufs des produits chimiques et des conditions de pH élevées (Strande, Ronteltap et Brdjanovic, 2014; Esrey *et al.*, 1998). Les méthodes les plus efficaces pour éliminer ces œufs sont le séchage et l'exposition à la chaleur (Esrey *et al.*, 1998). L'élimination des œufs d'*Ascaris* suggère que les germes pathogènes les moins résistants ont également été neutralisés (Strande, Ronteltap et Brdjanovic, 2014); c'est la principale raison pour laquelle il est considéré comme un agent pathogène de référence en évaluation quantitative de risque microbien.

### **1.2 État de l'art des filières d'assainissement mises en œuvre généralement dans les pays à faible revenu**

Le concept de « filière d'assainissement » englobe l'ensemble des étapes ou processus nécessaires pour une gestion complète et efficace des boues de vidange. Cela débute par le stockage de ces boues dans les toilettes ou les latrines domestiques, puis implique leur

évacuation, qu'elle soit manuelle ou mécanique, lorsque les installations sanitaires approchent de leur pleine capacité. Enfin, cette démarche aboutit à leur traitement final. Ce processus d'assainissement appartient à la catégorie d'assainissement non-collectif et se décompose en trois maillons fondamentaux : l'accès, l'évacuation et le traitement (Gabert *et al.*, 2018; Monvois *et al.*, 2010; Naulet *et al.*, 2016). Ces trois maillons sont illustrés à la Figure 1.2.



Figure 1.2 Les trois maillons de l'assainissement non-collectif

Tirée de Gabert *et al.* (2018)

Pour assurer une protection effective des populations et préserver un environnement sans contamination par les matières fécales, la gestion des boues de vidange doit être abordée de manière holistique, englobant l'ensemble de la chaîne de traitement (Gabert *et al.*, 2018). En effet, si l'un des maillons de cette chaîne échoue à remplir son rôle, cela compromet l'efficacité de l'ensemble du processus. Selon Rochery et Gabert (2012) et Gabert *et al.* (2018), l'évacuation et le traitement des boues de vidange sont souvent négligés ou relégués au second plan. Cette sous-section vise à décrire les trois maillons de l'assainissement non-collectif, de même que l'enfouissement qui constitue une pratique couramment utilisée.

### **1.2.1 Maillon « Accès à l'assainissement » : regards croisés sur certaines technologies d'assainissement employées pour la défécation dans les pays à faible revenu**

Les technologies d'accès à l'assainissement sont couramment appelées toilettes. C'est le premier maillon de la chaîne d'assainissement. Plusieurs types de toilettes sont utilisés dans le monde. Cette sous-section vise à présenter celles les plus pertinentes dans le contexte de cette thèse.

#### **1.2.1.1 Latrine à fosse**

La latrine à fosse est une technologie d'accès à l'assainissement constituée généralement d'une fosse d'au moins 3 m de profondeur destinée à emmagasiner les excreta, surmontée d'une dalle

ainsi qu'un siège en bois ou en béton, et d'une superstructure construite en bois, en béton ou en tôle métallique destinée à préserver l'intimité de ses utilisateurs (Monvois *et al.*, 2010; Tilley *et al.*, 2016; Orner, Naughton et Stenstrom, 2018). Elle peut être à fosse ventilée (latrine VIP) ou non. Elle est à fosse ventilée lorsqu'elle est équipée un tuyau de ventilation qui relie l'intérieur de la fosse avec l'extérieur en vue d'évacuer les odeurs et d'aérer la fosse tout en limitant le passage d'insectes nuisibles (Franceys *et al.*, 1995; Tilley *et al.*, 2016). La Figure 1.3 présente une illustration d'une toilette à fosse ventilée unique. Ce type de latrines est surtout approprié aux zones rurales et périurbaines où l'eau est rare ou les zones dans lesquelles le niveau de la nappe phréatique est bas; elles peuvent s'avérer difficile à vidanger dans les zones densément peuplées (Tilley *et al.*, 2016). Elles ne sont pas adaptées aux zones souvent inondées et/ou constituées de sols rocheux, et les puits ou les points d'eau avoisinants doivent être situés à plus de 30 m de la toilette (Monvois *et al.*, 2010).

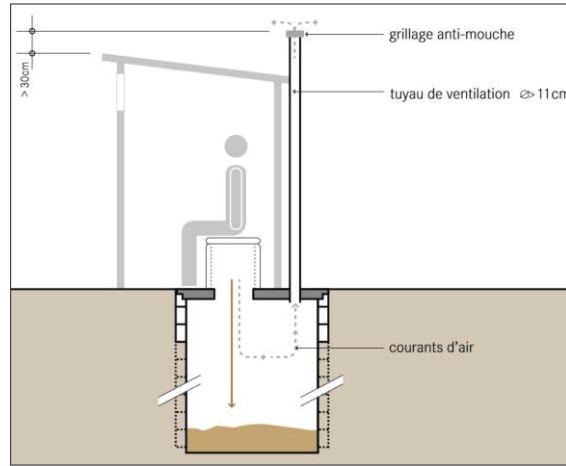


Figure 1.3 Illustration d'une latrine ventilée à fosse unique

Tirée de Tilley *et al.* (2016)

Les latrines à fosse peuvent être à fosse unique ou à double fosse. Selon Tilley *et al.* (2016), la **latrine à double fosse** permet d'avoir une utilisation en continu et une vidange plus saine. En effet, dans ce type de latrine, une seule fosse est utilisée et quand celle-ci est remplie, la dalle et la superstructure de la latrine sont déplacées vers la deuxième fosse. Cela permet d'avoir suffisamment de temps pour assécher les boues fécales de la première fosse et de vider cette dernière lorsque la deuxième fosse est à son tour remplie, afin de pouvoir réutiliser la première

fosse (Orner, Naughton et Stenstrom, 2018). Les boues asséchées issues de la première fosse sont alors considérées comme assainies (stabilisées) après une à deux années au repos et peuvent être valorisées à des fins agricoles (Tilley *et al.*, 2016). La latrine VIP à double fosse est adaptée aux zones denses et périurbaines, et sa durée de vie est presqu'illimitée (si l'entretien est adéquat) en raison de l'utilisation alternée des deux fosses, mais elle peut présenter des risques sanitaires dans les zones inondables et/ou les celles contenant des nappes phréatique (Tilley *et al.*, 2016). La Figure 1.4 présente une illustration d'une toilette ventilée à double fosse.

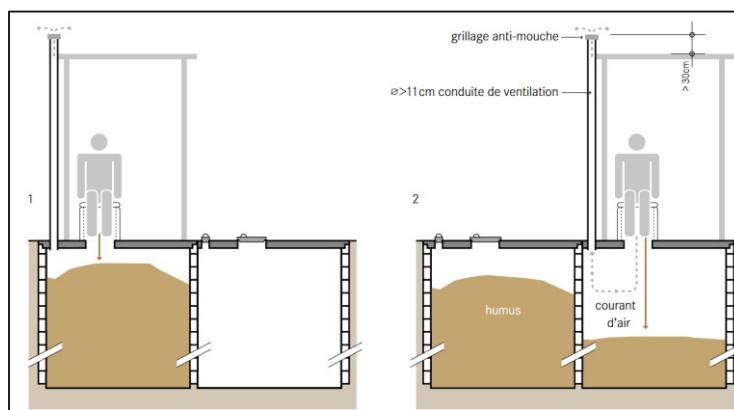


Figure 1.4 Latrine ventilée à double fosse

Tirée de Tilley *et al.* (2016)

#### 1.2.1.2 Toilettes sèches à litière

La toilette sèche à litière biomâtrisée (TSLB) constitue une catégorie de toilette dépourvue de fosse destiné à stocker les fèces. Ces dernières sont stockées dans un seau qui est vidé une fois qu'il est rempli. La toilette sèche à litière biomâtrisée (Figure 1.5) est équipée d'un siège généralement en bois et d'une superstructure qui peut être fabriquée en béton, en bois, ou en tôle métallique. Elle est appelée toilette sèche, car contrairement aux toilettes à chasse d'eau (WC), elle ne requiert pas d'eau de chasse (Netherlands Water Partnership *et al.*, 2006). Après chaque défécation, une quantité de litière, généralement constituée de copeaux de bois, de sciures et parfois de cendres, est déversée sur les fèces afin d'éliminer l'humidité et d'empêcher les nuisances olfactives (Esrey *et al.*, 1998; Orzaghi, 2017; Jean *et al.*, 2017; Jean, 2018). La TSLB peut être dotée ou non d'un système de séparation d'urines.

Les boues de vidange issues des TSLB sont souvent valorisées en compost, d'où le surnom de « toilette à compost » qui leur est attribué. Les TSLB ne génèrent pas de nuisances olfactives, limitent la prolifération d'insectes nuisibles et contribuent à la réduction de la pollution organique ainsi que de la contamination biologique des sols et des ressources hydriques (Langergraber et Muellegger, 2005; Morgan, 2009; Jean *et al.*, 2014). Ce type de toilette est surtout adapté aux zones rurales qui sont confrontées au stress hydrique ou à la pénurie d'eau (Gao *et al.*, 2017). Elle constitue également d'une alternative pour lutter contre le gaspillage des ressources en eau potable et la pollution de l'eau.



Figure 1.5 Toilette sèche à litière biomaîtrisée

Tirée de Rick (2020)

La ***Fossa Alterna*** constitue une catégorie de toilette sèche à litière dotée de deux fosses fonctionnant comme la latrine ventilée à double fosse décrite précédemment; lorsque la première fosse est remplie, elle alors est comblée avec de la terre puis la dalle et la superstructure sont déplacées vers la deuxième fosse (Morgan, 2009). Cependant, à la différence de la latrine VIP à double fosse, dans la *Fossa Alterna*, de la litière (cendres, terre, feuilles sèches, etc.) est ajoutée après chaque défécation et les fosses sont au maximum 1.50 m de profondeur pour faciliter l'extraction de l'humus issus de la biodégradation des fèces (Morgan, 2009; Tilley *et al.*, 2016). Dans les zones inondables, la toilette doit être surélevée pour éviter la contamination hydro-fécale lors des précipitations. Ce type de toilette est particulièrement adapté aux zones rurales et périurbaines (Tilley *et al.*, 2016). Sa durée de

vie est presqu'illimitée en raison de l'utilisation des fosses en alternance (Tilley *et al.*, 2016). La Figure 1.6 illustre le fonctionnement de la *Fossa Alterna*.

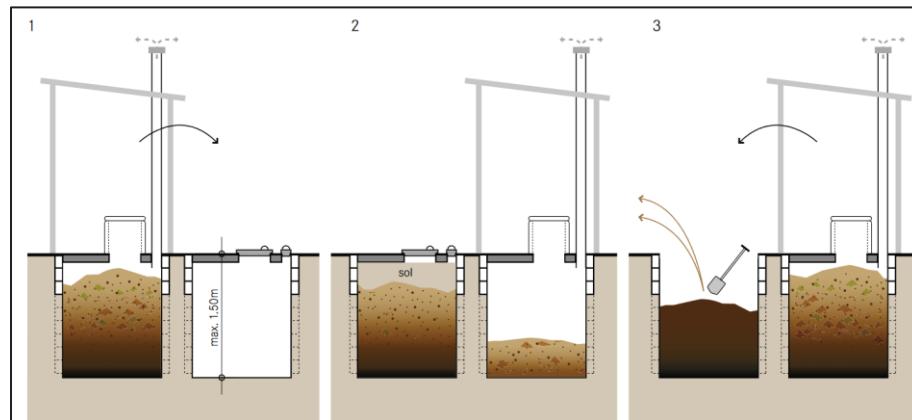


Figure 1.6 Illustration du fonctionnement de la *Fossa Alterna*

Tirée de Tilley *et al.* (2016)

### 1.2.1.3 Toilette à chasse d'eau (WC)

Communément appelée « toilette hygiénique » en Haïti, la toilette à chasse d'eau (Figure 1.7) est une technologie d'accès à l'assainissement constituée d'une fosse, surmontée d'une dalle souvent en béton, d'un siège relié à un réservoir généralement en porcelaine et d'une superstructure en béton ou en bois (Franceys *et al.*, 1995; Monvois *et al.*, 2010; Tilley *et al.*, 2016). Elle contient également un siphon d'eau qui permet d'éliminer les nuisances olfactives et de prévenir la prolifération d'insectes nuisibles (Franceys *et al.*, 1995; Stenström *et al.*, 2011). Ce type de toilette requiert une quantité d'eau (2 à 9 litres en moyenne selon le type de WC considéré) pour évacuer les excreta vers la fosse. Elle est classée parmi les technologies d'assainissement améliorées, car elle isole hygiéniquement les excreta, empêchant tout contact avec les humains (Gabert *et al.*, 2018). La toilette à chasse d'eau comprend (i) la toilette à chasse manuelle et (ii) la toilette à chasse mécanique. Les deux ont une durée de vie de 10 à 20 ans en général (Monvois *et al.*, 2010).

Une toilette à chasse manuelle est similaire à une toilette à chasse mécanique, à la différence que dans la première, l'eau est versée manuellement, tandis que dans la deuxième, l'eau stockée dans un réservoir est libérée en appuyant sur un levier de chasse (Monvois *et al.*, 2010;

Tilley *et al.*, 2016). En outre, la toilette à chasse manuelle consomme en moyenne de 2 à 3 litres d'eau, alors que la toilette à chasse mécanique en consomme entre 6 et 9 litres (Tilley *et al.*, 2016). Lorsque l'adduction d'eau est discontinue, une toilette à chasse mécanique peut être transformée en une toilette à chasse manuelle (Tilley *et al.*, 2016). Nécessitant une consommation d'eau pour évacuer les fèces après chaque défécation, ce type de toilette n'est pas adapté aux zones confrontées au « stress hydrique » (Franceys *et al.*, 1995). En outre, elle ne doit pas être implantée dans une zone inondable (Monvois *et al.*, 2010).



Figure 1.7 Toilette à chasse d'eau mécanique

### 1.2.2 Maillon « Évacuation » : présentation des principales pratiques mises en œuvre dans les pays du Sud

Maillon intermédiaire de la filière d'assainissement autonome, l'évacuation vise à vidanger les fosses de toilettes (WC, latrines, TSLB, etc.) lorsqu'elles sont remplies, puis à évacuer les boues de vidange vers un site de traitement et/ou de valorisation (Rochery et Gabert, 2012; Gabert *et al.*, 2018; Englund et Strande, 2019). Ce processus comprend donc la vidange des fosses de toilettes, le transport des boues de vidange, ainsi que leur déchargement sur un site de traitement. Dans les pays à faible revenu, l'évacuation peut être réalisée de manière manuelle et/ou mécanique.

### 1.2.2.1 Vidange manuelle

La vidange manuelle est généralement utilisée dans les zones inaccessibles aux camions ou pour les installations contenant des boues difficiles à aspirer par les pompes des camions de vidange (Klingel *et al.*, 2002; Tilley *et al.*, 2016; Gabert *et al.*, 2018). Elle est également courante dans les zones à faible revenu où les ménages ne peuvent pas se permettre les services d'une compagnie de vidange mécanique. Bien que peu coûteuse et ne nécessitant pas d'énergie électrique ou thermique, cette méthode est chronophage, souvent pénible pour les vidangeurs, présente des risques sanitaires élevés pour eux et ne permet pas de couvrir de longues distances pour le transport des boues (Monvois *et al.*, 2010; Gabert *et al.*, 2018). Selon Tilley *et al.* (2016), la vidange manuelle se divise en deux types en fonction de l'équipement utilisé pour extraire les boues des fosses : (i) l'utilisation de seaux et de pelles pour extraire les boues fécales et (ii) l'utilisation d'une pompe manuelle pour vider la fosse. Le premier type implique une descente directe dans la fosse, tandis que le deuxième permet à l'opérateur de rester à l'extérieur et d'extraire les boues à l'aide d'une pompe manuelle.

Le type de vidange manuelle, où l'opérateur descend dans la fosse, est le plus courant dans les pays à faible revenu. Elle est souvent effectuée par des vidangeurs issus de quartiers défavorisés tels que les bidonvilles. Équipés de pelles et de seaux (Monvois *et al.*, 2010), ces vidangeurs manuels descendent directement dans les fosses pour les vider, exposant ainsi aux micro-organismes pathogènes et aux objets tranchants et/ou pointus tels que des seringues, des clous, des lames de rasoir, des morceaux de verre, etc. (Smith, 2014; World Bank *et al.*, 2019; Chumo *et al.*, 2021). Les boues vidangées sont généralement déposées dans des fûts, puis acheminées sur des charrettes vers un site de décharge (Neiburg et Nicaise, 2010). Ces vidangeurs dépotent souvent les boues non-assainies dans l'environnement (Klingel *et al.*, 2002; Smith, 2014; World Bank, 2018), d'où la recommandation de Monvois *et al.* (2010) d'établir une station de déchargement intermédiaire ou une « station de transfert » à moins de 5 km des sites de collecte pour dissuader les vidangeurs manuels de déverser les boues dans l'environnement.

Les vidangeurs manuels sont souvent marginalisés par la population et désignés par des termes péjoratifs tels que *bayakous*, en Haïti (Smith, 2014; World Bank *et al.*, 2019), charognards,

*vyura, baye pelle, ou kaka bailers* sur le continent africain (Strande, Ronteltap et Brdjanovic, 2014). Ils sont parfois stigmatisés au sein de leur propre famille (Strande, Ronteltap et Brdjanovic, 2014), au point que certains *bayakous* en Haïti affirment que même leur famille ignore la nature de leur travail (Smith, 2014).

Les chercheurs s'accordent sur le fait que la vidange manuelle présente des risques sanitaires pour les vidangeurs ainsi que pour la santé publique (Klingel *et al.*, 2002; Monvois *et al.*, 2010; Smith, 2014; Strande, Ronteltap et Brdjanovic, 2014; Tilley *et al.*, 2016; Gabert *et al.*, 2018). Certains chercheurs tels que Monvois *et al.* (2010), Strande, Ronteltap et Brdjanovic (2014), et Tilley *et al.* (2016), préconisent le deuxième type de vidange manuelle, à savoir la vidange à l'aide d'une pompe manuelle, considérée comme moins risquée.

La vidange manuelle à l'aide d'une pompe (Figure 1.8) offre une méthode plus sûre pour vidanger les fosses en limitant tout contact direct entre l'opérateur, restant à l'extérieur de la fosse, et les boues fécales (Monvois *et al.*, 2010; Tilley *et al.*, 2016). L'opérateur utilise une pompe manuelle et n'a pas besoin de descendre dans la fosse pendant l'opération de vidange. De plus, elle ne nécessite pas d'énergie électrique ou thermique, car elle est actionnée manuellement. Cependant, l'utilisation d'une pompe manuelle n'est pas toujours appropriée, car elle s'avère inefficace pour vider les boues sèches et/ou celles contenant des résidus solides (Monvois *et al.*, 2010; Gabert *et al.*, 2018). Les sections suivantes présentent un aperçu des trois pompes manuelles les plus couramment utilisées : le Gulper, le MAPET et le Nibbler.

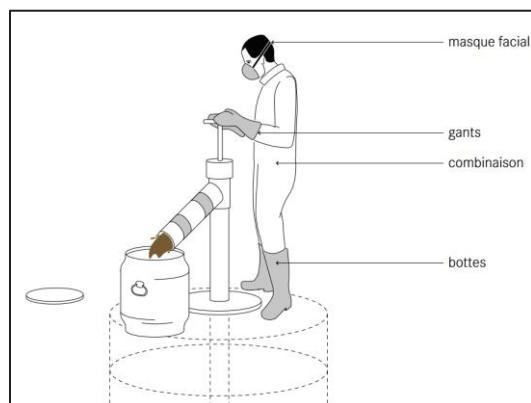


Figure 1.8 Vidange manuelle au moyen d'une pompe

Tirée de Tilley *et al.* (2016)

### a) Le Gulper

La pompe Gulper (Figure 1.9), conçue en 2007 par l'École d'hygiène et de médecine tropicale de Londres, est une solution manuelle à déplacement positif et faible coût pour la vidange (Strande, Ronteltap et Brdjanovic, 2014). Fonctionnant de manière similaire aux pompes à eau à action directe, elle est composée d'un tuyau en PVC contenant deux clapets anti-retours en acier inoxydable : un à la base et un à l'extrémité d'une tige actionnée par une poignée. Des ajustements ont été apportés pour améliorer sa praticité, tels que l'ajout d'un levier sur la poignée ou l'utilisation d'un tuyau télescopique (Strande, Ronteltap et Brdjanovic, 2014).

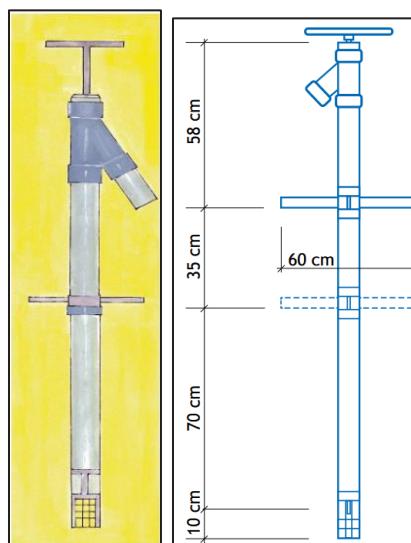


Figure 1.9 Illustration (à gauche) et schéma (à droite) de la pompe Gulper  
Tirée de Oxfam (2007) et Strande, Ronteltap et Brdjanovic (2014)

La pompe Gulper peut être fabriquée avec des matériaux et une technicité généralement disponibles dans les pays à faible revenu (Monvois *et al.*, 2010; Strande, Ronteltap et Brdjanovic, 2014; Gabert *et al.*, 2018). Elle fonctionne efficacement avec des boues peu visqueuses et peut atteindre des débits d'environ 30 L/min. Cependant, des problèmes tels que les blocages par des débris, les fissurations du tuyau PVC et les éclaboussures de boues ont été signalés (Strande, Ronteltap et Brdjanovic, 2014; Gabert *et al.*, 2018). Bien que largement utilisée en Afrique et en Asie, son adoption par les vidangeurs n'a été rapportée que dans le

cadre d'interventions externes (financement, formation, support technique). Le Tableau 1.3 répertorie les composants du Gulper.

Tableau 1.3 Composants d'une pompe Gulper

Adapté de Gabert *et al.* (2018)

Matériel	Unité	Quantité	Sous-système
PVC – coude Y 3'' ou T 3''	q.u.	1.00	Corps de pompe
Tube PVC 3''	m	2.00	Corps de pompe
Barre de fer galvanisée ½''	m	3.00	Piston
Charnière taille 2''	q.u.	2.00	Valve (2 valves – pieds et piston)
Vis et écrou 10 mm	mm	4.00	Joint
Colle pour PVC	tube	1.00	Joint PVC
Barre de fer galvanisée 3''	cm	15.0	Poignée et grille
Plaque de fer 15 cm × 10 cm × 2 mm	q.u.	1.00	Valves de pieds et du piston
Joint ¼''	q.u.	1.00	Protection contre les fuites
Barre de fer 8 mm	cm	30.0	Valve du piston
Barre de fer 3 mm	m	1.00	Grille

### b) Le Mapet

Le système MAPET (*Manual Pit Emptying Technology*) est une technologie manuelle de vidange de fosse développée par l'organisation non-gouvernementale (ONG) WASTE en Tanzanie en 1992 (Strande, Ronteltap et Brdjanovic, 2014). Le MAPET est conçu pour extraire et transférer les boues de vidange sur de courtes distances. Il se compose de deux éléments principaux : une pompe manuelle et un réservoir sous vide de 200 L, chacun monté sur son propre chariot (Strande, Ronteltap et Brdjanovic, 2014). La pompe manuelle est reliée à la cuve en dépression, montée sur une charrette. En tournant la roue de la pompe manuelle, l'air est évacué hors de la cuve, créant une pression négative. Cela permet d'aspirer les boues de la fosse vers le haut et dans la cuve, grâce à un tuyau raccordé à la cuve (Tilley *et al.*, 2016). Cette technologie est en mesure de pomper des boues à une hauteur de 3 m, avec un débit allant de 10 à 40 L/min selon la profondeur et la viscosité des boues (Strande, Ronteltap et Brdjanovic, 2014; Tilley *et al.*, 2016).

Selon Strande, Ronteltap et Brdjanovic (2014), des tests ont démontré l'efficacité du système pour vider les fosses, mais des problèmes de durabilité ont été observés. Après son

déploiement, un seul des huit dispositifs installés fonctionnait encore après huit ans, et aucun après 13 ans. Les raisons de cette faible longévité incluent l'arrêt du soutien structurel aux vidangeurs, la nécessité d'importer des pièces de rechange non disponibles localement, ainsi que l'incapacité des vidangeurs à assumer les coûts de maintenance et de transport avec leurs revenus. Ces obstacles ont limité l'efficacité à long terme de la technologie MAPET.

### c) Le Nibbler

Strande, Ronteltap et Brdjanovic (2014) présentent le Nibbler comme étant un système de pompage rotatif conçu par l'École d'hygiène et de médecine tropicale de Londres en même temps que la pompe Gulper. Cette pompe utilise une chaîne à rouleaux en boucle dans un tuyau en PVC pour aspirer les boues de viscosité moyenne des fosses septiques et des latrines sans endommager leur structure. La chaîne est actionnée manuellement à l'aide d'une double manivelle et d'un pignon situé à l'extrémité du tuyau. Des demi-disques métalliques fixés sur la chaîne permettent de déplacer les boues de la fosse à la surface, où ils sont ensuite dirigés par un connecteur en forme de Y vers un récipient de transport. Cependant, en raison de résultats mitigés lors de la phase d'essai, le développement du Nibbler a été suspendu (Strande, Ronteltap et Brdjanovic, 2014).

#### 1.2.2.2 Vidange mécanique

La vidange mécanique, ou motorisée, implique l'utilisation d'une charrette ou d'un véhicule motorisé (camion, camionnette, etc.) équipé d'une pompe motorisée et d'un réservoir de stockage (citerne) pour vider les fosses (Monvois *et al.*, 2010; Tilley *et al.*, 2016; Gabert *et al.*, 2018). Comparée à la vidange manuelle, la vidange mécanique est plus sûre, plus rapide, moins pénible et peut transporter un plus grand volume de boues sur de plus longues distances (Tilley *et al.*, 2016; Gabert *et al.*, 2018). Cependant, elle est plus coûteuse, nécessite de l'énergie électrique ou thermique, et peut être difficile à mettre en œuvre dans les ruelles étroites et/ou les quartiers informels, ainsi que pour vidanger les boues solidifiées (Strande, Ronteltap et Brdjanovic, 2014; Tilley *et al.*, 2016; Gabert *et al.*, 2018). Les paragraphes suivants présentent les deux principales technologies de vidange mécanique utilisées dans les pays à faible revenu.

### a) Camion de vidange classique

Les camions de vidange (Figure 1.10) sont équipés de pompes à vide reliées à des tuyaux pour aspirer les boues des fosses septiques ou des latrines et les transférer dans la citerne du camion (Strande, Ronteltap et Brdjanovic, 2014; Tilley *et al.*, 2016). Leur capacité de stockage varie généralement entre 2 et 16 m<sup>3</sup>, selon les besoins locaux. Les pompes utilisées peuvent être à palettes pour les camions de faible capacité ou à anneau liquide pour les camions de grande capacité, adaptées aux différents types de boues selon leur viscosité. Certains camions sont également équipés de dispositifs de déshydratation pour réduire le volume des boues (Strande, Ronteltap et Brdjanovic, 2014).

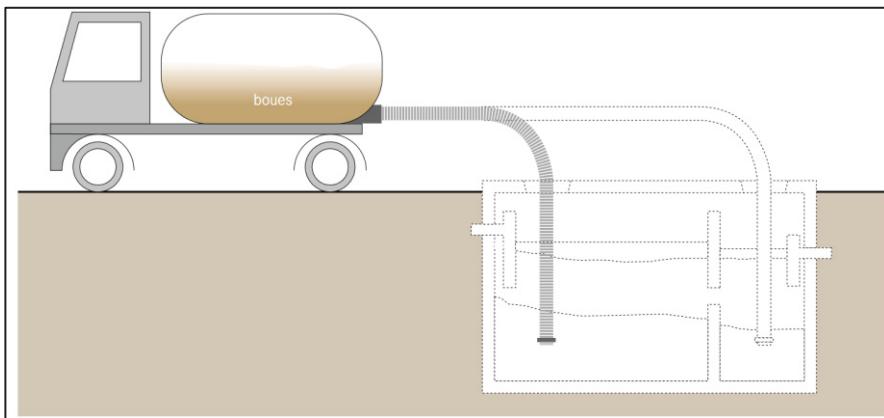


Figure 1.10 Camion de vidange vidangeant une fosse septique

Tirée de Tilley *et al.* (2016)

Les camions de vidange permettent une élimination rapide, hygiénique et efficace des boues, ce qui constitue une amélioration considérable par rapport à la vidange manuelle (Tilley *et al.*, 2016; Gabert *et al.*, 2018). Cependant, ces camions peuvent rencontrer des défis tels que l'incapacité à pomper des boues épaisses ou sèches sans dilution, ainsi que des problèmes d'accès dans les zones reculées ou avec des routes étroites (Strande, Ronteltap et Brdjanovic, 2014; Tilley *et al.*, 2016). Les coûts d'investissement et d'exploitation des camions de vidange peuvent être élevés, en particulier pour les camions d'occasion qui nécessitent une maintenance régulière (Monvois *et al.*, 2010; Tilley *et al.*, 2016). L'accès aux pièces de rechange et aux mécaniciens qualifiés peut également poser des difficultés. Malgré ces défis, les camions de vidange sont largement utilisés par les municipalités et les autorités responsables de

l'assainissement, car ils constituent une solution efficace pour la collecte et le transport des boues. Une collaboration entre les prestataires de service privés et municipaux est souvent nécessaire pour gérer l'ensemble de la chaîne de gestion des boues de manière efficace et durable (Tilley *et al.*, 2016).

### **b) Charrette-citerne équipée d'une motopompe**

La charrette-citerne équipée d'une motopompe est un dispositif essentiel pour la vidange hygiénique des boues liquides des fosses septiques ou des latrines. Composée d'une citerne étanche montée sur une charrette, elle intègre une motopompe pour aspirer et transférer efficacement les boues vers la citerne (Monvois *et al.*, 2010). Conçu pour faciliter le transport des boues vers des sites de traitement extérieurs aux zones urbaines, ce système réduit les risques sanitaires liés à la manipulation manuelle des excreta. Le choix du volume de la citerne doit être en accord avec le nombre de trajets nécessaires et la capacité de traction des animaux de trait ou des moteurs (Monvois *et al.*, 2010; Gabert *et al.*, 2018). Un entretien régulier de la motopompe et de la charrette est nécessaire pour garantir leur bon fonctionnement.

Une alternative, le « Vacutug », une pompe à vide reliée à un réservoir de 0.50 m<sup>3</sup>, n'a pas connu un succès significatif en raison de sa complexité de fabrication et de son coût plus élevé (Monvois *et al.*, 2010; Gabert *et al.*, 2018). Les avantages de la motopompe incluent sa rapidité, son accès facile aux zones urbaines denses, et la réduction des risques sanitaires pour les opérateurs (Monvois *et al.*, 2010; Gabert *et al.*, 2018). Cependant, elle nécessite du carburant et elle présente une portée de déchargement limitée. Malgré ces défis, elle reste une option attrayante, mais elle nécessite de travailler avec des vidangeurs expérimentés pour améliorer l'image de cette activité.

#### **1.2.3 Maillon « Traitement » : présentation des principaux procédés de traitement de boues de vidange employés dans les pays du Sud**

Le traitement des boues fécales vise à réduire la composante organique (DBO, DCO) et à éliminer les agents pathogènes en vue de protéger l'environnement et la santé humaine (Netherlands Water Partnership *et al.*, 2006). Il permet également, dans certains cas, de récupérer des ressources telles que le biogaz par méthanisation ou le compost par

compostage. Ce traitement comprend essentiellement la déshydratation, le séchage, la stabilisation et l’hygiénisation des boues.

La **déshydratation** et le **séchage** consistent à éliminer la majeure partie de l’eau (libre et liée) présente dans les boues en vue de réduire leur volume (Reverdy et Pradel, 2010; Strande, Ronteltap et Brdjanovic, 2014) et éventuellement d’éliminer une partie des agents pathogènes qu’elles contiennent. Les mécanismes permettant la déshydratation sont l’évaporation, l’évapotranspiration, la filtration, la décantation, l’interaction électrostatique, la centrifugation et la mise en pression (Strande, Ronteltap et Brdjanovic, 2014). Les lits de séchage non-plantés, les lits de séchage plantés de végétaux et le séchage thermique ou solaire sont les principaux procédés de séchage utilisés pour les boues de vidange.

La **stabilisation** désigne la transformation des matières organiques fermentescibles contenues dans les boues en composés organiques plus stables et donc moins biodégradables (Strande, Ronteltap et Brdjanovic, 2014; Reverdy et Pradel, 2010; Velkushanova *et al.*, 2021). Elle est essentielle au traitement des boues, car elle permet de réduire la demande en oxygène (DBO, DCO), ainsi que les nuisances olfactives qui y sont associées (Mihelcic, 2019). Le chaulage, la digestion aérobie, la digestion anaérobie, le compostage et le séchage sont les principales techniques employées pour stabiliser les boues de vidange (Reverdy et Pradel, 2010).

L’**hygiénisation** vise à éliminer les agents pathogènes (bactéries, protozoaires, œufs d’helminthes, virus, etc.) contenues dans les boues (Esrey *et al.*, 1998; Strande, Ronteltap et Brdjanovic, 2014; Tilley *et al.*, 2014). Le chaulage, l’ajout d’ammoniaque ( $\text{NH}_4\text{OH}$ ), le compostage (phase thermophile) et le séchage thermique sont les principales techniques d’hygiénisation employées généralement dans la gestion des boues de vidange (Reverdy et Pradel, 2010; Strande, Ronteltap et Brdjanovic, 2014).

Les prochaines sous-sections décrivent les procédés utilisés généralement dans les pays à faible revenu pour traiter et/ou valoriser les boues de vidange. Sept procédés sont succinctement présentés : (i) les lits de séchage non-plantés, (ii) les lits de séchage plantés de végétaux, (iii) le bassin de sédimentation et d’épaississement, (iv) le lagunage, (v) la méthanisation, le (vi) le compostage et (vii) l’enfouissement.

### 1.2.3.1 Lits de séchage non-plantés

Les lits de séchage non-plantés (Figure 1.11), également connus sous le nom de lits de séchage solaire, sont des bassins peu profonds garnis d'une couche de sable et de gravier, et équipés d'un système de drainage pour recueillir le percolat (Strande, Ronteltap et Brdjanovic, 2014). Ils constituent un moyen de traitement des boues de vidange, combinant la filtration, le drainage et l'évaporation pour déshydrater les boues (Tilley *et al.*, 2016). Ce processus implique que les boues soient répandues à la surface du lit où elles sèchent grâce à l'évacuation de l'eau libre à travers le sable et le gravier, ainsi qu'à l'évaporation de l'eau restante dans l'air.

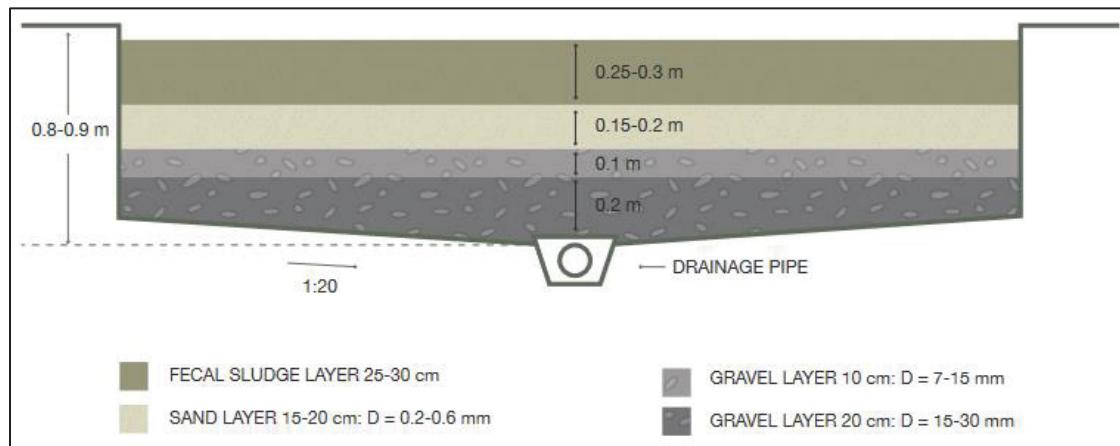


Figure 1.11 Schéma d'un lit de séchage non-planté

Tirée de Nikiema, Cofie et Impraim (2014)

La conception et le fonctionnement de ces lits sont relativement simples, nécessitant cependant une sélection appropriée de la charge admissible et une répartition hydraulique efficace des boues. Environ 50 à 80 % du volume initial des boues s'infiltra pour être évacué du lit sous forme de percolat, le reste étant évaporé (Strande, Ronteltap et Brdjanovic, 2014; Tilley *et al.*, 2016). Une fois déshydratées, les boues sont retirées manuellement ou mécaniquement, et peuvent subir un traitement complémentaire, souvent par simple stockage, en vue de leur réutilisation ou élimination finale.

Les principaux facteurs à prendre en compte pour la conception comprennent les conditions climatiques telles que l'humidité, la température et la pluviométrie, ainsi que les

caractéristiques des boues à traiter, comme leur teneur en eau libre et leur degré de stabilisation (Monvois *et al.*, 2010; Strande, Ronteltap et Brdjanovic, 2014). La surface du lit et l'épaisseur de la couche de boues déversée sont dimensionnées en fonction de ces paramètres, typiquement 100 à 200 kg MS/m<sup>2</sup>/an en climat tropical (Strande, Ronteltap et Brdjanovic, 2014; Tilley *et al.*, 2016).

Les lits de séchage solaire présentent l'avantage d'être simples, peu coûteux et évolutifs, bien qu'ils nécessitent une emprise foncière importante (Monvois *et al.*, 2010). Cependant, les boues déshydratées doivent faire l'objet d'un traitement complémentaire avant réutilisation ou élimination finale. Les lits de séchage solaire sont particulièrement adaptés aux climats secs et chauds, ainsi qu'aux boues stabilisées et concentrées (Monvois *et al.*, 2010; Tilley *et al.*, 2016).

#### 1.2.3.2 Lits de séchage plantés de végétaux

Les lits de séchage plantés de végétaux (Figure 1.12) sont des bassins constitués de couches de matériaux poreux et granulaires, tels que le sable et le gravier, avec une granulométrie croissante de la surface vers le fond du filtre, sur lesquels sont plantés des macrophytes (Kengne et Tilley, 2014; Lombard Latune et Molle, 2016; Molle *et al.*, 2013). Les racines des macrophytes maintiennent la porosité du filtre et apportent de l'oxygène aux micro-organismes qui dégradent les matières organiques des boues fécales (Tilley *et al.*, 2016; Kouawa, 2016; Vincent, 2011). Les lits de séchage plantés de végétaux sont particulièrement adaptés aux climats tropicaux, où les conditions de température et d'humidité favorisent l'évapo-transpiration et le séchage des boues (Tilley *et al.*, 2016; Strande, Ronteltap et Brdjanovic, 2014; Kengne et Tilley, 2014).

L'évapo-transpiration, combinée à l'action de la gravité, permet la déshydratation des boues déversées sur le filtre, facilitant ainsi leur séchage et leur épaissement (Molle *et al.*, 2013; Tayler, 2018; Uggetti *et al.*, 2010). Les micro-organismes qui se développent sur les granulats ainsi que les racines des macrophytes, en symbiose avec celles-ci, assurent la minéralisation des boues (Molle *et al.*, 2013; Strande, Ronteltap et Brdjanovic, 2014; Englund et Strande, 2019).

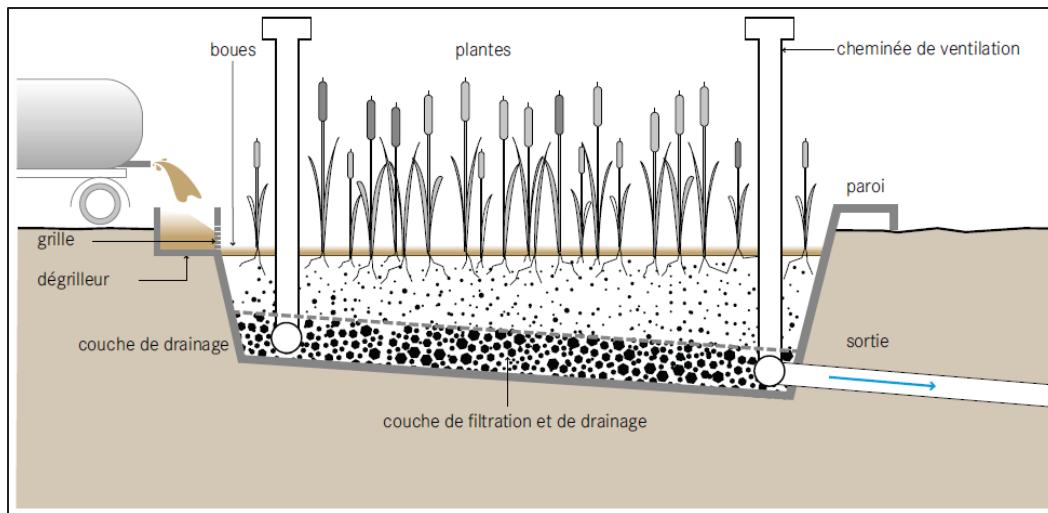


Figure 1.12 Schéma d'un lit de séchage planté

Tirée de Tilley *et al.* (2016)

La conception d'un lits de séchage plantés de végétaux est simple, avec des coûts d'investissement moyens (27.9 à 66.8 USD<sup>1</sup> par ménage) et des coûts d'exploitation faibles (2.25 à 4.45 USD par ménage et par an), selon Monvois *et al.* (2010) et Gabert *et al.* (2018). Sa durée de vie est élevée (25 à 50 ans), mais il nécessite de l'espace et peut avoir un temps de rétention long (Monvois *et al.*, 2010; Tilley *et al.*, 2016).

### 1.2.3.3 Bassin de décantation et d'épaississement

Le bassin de décantation et d'épaississement (Figure 1.13) est un bassin rectangulaire assurant, à la suite d'une sédimentation et d'un épaississement, le traitement des boues de vidange afin de les préparer à un traitement ultérieur par séchage ou par compostage (Tilley *et al.*, 2016; Strande, Ronteltap et Brdjanovic, 2014; Englund et Strande, 2019). Dans le bassin de décantation et d'épaississement, les boues de vidange sont homogénéisées et compactées. Les effluents liquides surnageant à la surface du bassin sont évacués et épurés avant d'être déversés dans l'environnement (Tilley *et al.*, 2016; Strande, Ronteltap et Brdjanovic, 2014).

---

<sup>1</sup> Dollars américains

La conception d'un bassin de décantation et d'épaississement est simple, avec des coûts d'investissement et d'exploitation relativement faibles, et il ne requiert aucun apport en énergie électrique. Toutefois, il nécessite de l'espace, génère des nuisances olfactives et des mouches, et nécessite des compétences spécialisées. De plus, il est peu efficace en matière de traitement, d'où la nécessité d'un traitement complémentaire à l'aide d'un autre procédé (Tilley *et al.*, 2016).

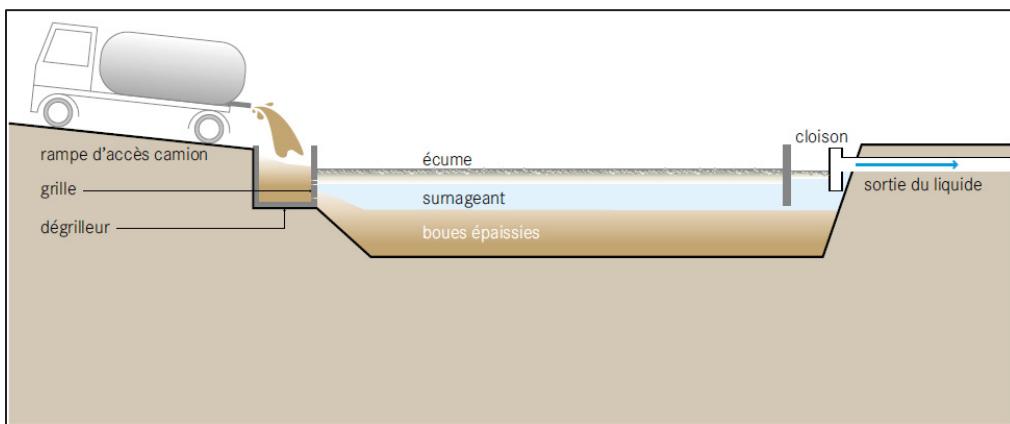


Figure 1.13 Schéma d'un bassin de décantation et d'épaississement

Tirée de Tilley *et al.* (2016)

#### 1.2.3.4 Lagunage

Le lagunage (Figure 1.14) est une méthode de traitement des eaux usées et/ou des boues de vidange qui utilise des processus naturels pour épurer les excreta (Kadri *et al.*, 2023). Il repose sur l'utilisation de bassins de différentes profondeurs et durées de rétention : (i) les bassins anaérobies (3 à 5 m de profondeur), qui assurent la décantation et la digestion des matières en suspension; (ii) les bassins facultatifs (1.50 à 2 m de profondeur), qui permettent la digestion aérobie de la matière organique en surface et anaérobie au fond; et (iii) les bassins de maturation (0.80 à 1.20 m de profondeur), qui contribuent à la réduction des agents pathogènes, principalement grâce à l'action des rayons UV solaires (Kadri *et al.*, 2023; Monvois *et al.*, 2010). L'ajout de macrophytes, telles que les jacinthes d'eau, vise à filtrer l'eau et à faciliter la dégradation des matières organiques (Tilley *et al.*, 2016).



Figure 1.14 Illustration d'un bassin de lagunage en Haïti  
Tirée de Gabert *et al.* (2018)

Les principaux critères de conception à prendre en compte sont la charge organique, la composition des boues, la profondeur des bassins et la température (Ho, Van Echelpoel et Goethals, 2017; Kadri *et al.*, 2023). Le lagunage nécessite un suivi régulier de la qualité des effluents, l'entretien des végétaux et l'élimination périodique des boues. Des considérations spécifiques doivent être prises en compte pour les lagunes anaérobies (profondeur et charge organique) et aérobies (Kadri *et al.*, 2023).

Les avantages du lagunage incluent son efficacité dans l'élimination des pathogènes, la possibilité de construction avec des matériaux locaux, et des coûts d'investissement relativement faibles (Ho, Van Echelpoel et Goethals, 2017; Monvois *et al.*, 2010). Cependant, il présente également des inconvénients tels que la forte emprise au sol, la nécessité d'un entretien régulier et des contraintes sur l'utilisation des effluents traités (Monvois *et al.*, 2010; Tilley *et al.*, 2016).

#### 1.2.3.5 Biométhanisation

La biométhanisation est un procédé biologique consistant à utiliser un dispositif étanche à l'air nommé réacteur à biogaz ou biodigesteur (Figure 1.15) pour transformer des matières organiques biodégradables telles que les boues de vidange et/ou les biodéchets agricoles et ménagers en biogaz ( $\text{CH}_4 + \text{CO}_2$ ) sous l'action des bactéries anaérobies, notamment les

bactéries méthanogènes (Strande, Ronteltap et Brdjanovic, 2014; Tilley *et al.*, 2016; Gabert *et al.*, 2018). Le biogaz produit est principalement composé de méthane ( $\text{CH}_4$ ) (de 55 à 75 %) et de dioxyde de carbone ( $\text{CO}_2$ ) (de 25 à 45 %) (Sasse, 1998; Agence de l'eau Rhône Méditerranée & Corse, 2012). Ce procédé permet ainsi la valorisation énergétique grâce au méthane produit qui peut être utilisé comme carburant pour produire de l'électricité ou pour la cuisson (Netherlands Water Partnership *et al.*, 2006; Sasse, 1998; Klingel *et al.*, 2002). L'énergie générée par le méthane est d'environ 35.8 MJ/m<sup>3</sup> ou 9.94 kWh/m<sup>3</sup> (Sasse, 1998). Quant au biogaz, Sasse (1998) indique que 1.00 m<sup>3</sup> du biogaz peut remplacer 0.60 litre de gasoil et à 5 kg de bois de chauffe. Selon Andriani *et al.* (2015), 1.00 kg de boues fécales humaines sèches produit 0.024 m<sup>3</sup> de biogaz. À l'issue de la digestion anaérobie, la boue résiduaire nommée digestat doit être retirée du réacteur pour être stabilisée, hygiénisée, puis valorisée à des fins agricoles (Strande, Ronteltap et Brdjanovic, 2014; Gabert *et al.*, 2018; Klingel *et al.*, 2002).

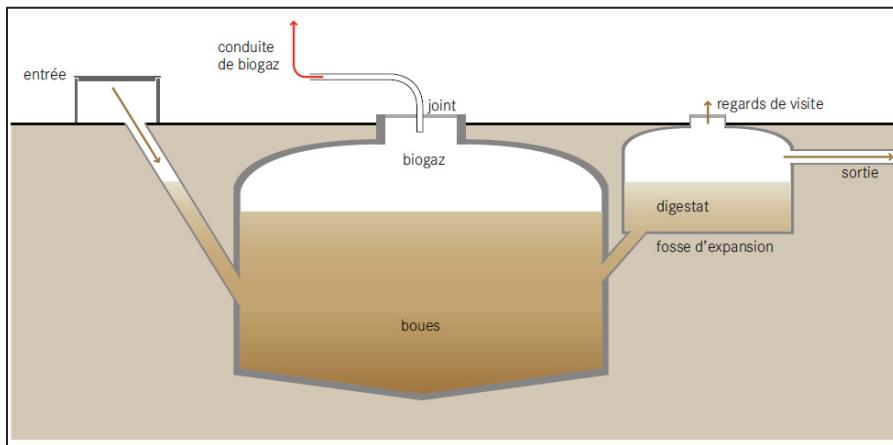


Figure 1.15 Illustration d'un réacteur à biogaz

Tirée de Tilley *et al.* (2016)

La conception d'un biodigesteur nécessite la prise en compte d'un ensemble de paramètres, dont les principaux sont le temps de séjour hydraulique, la température et le mode d'alimentation. L'utilisation de boues de vidange fraîches est recommandée plutôt que des boues séchées, et ces dernières doivent avoir une teneur en matières sèches (MS) supérieure

à 3 %. Dans le cas contraire, les boues doivent être mélangées avec des déchets solides fermentescibles ou du fumier animal pour augmenter leur siccité (Klingel *et al.*, 2002).

Outre sa capacité à produire de l'énergie, ce procédé présente des coûts d'investissement moyens (222.8 à 668.3 USD/ménage/an) et des coûts d'exploitation faibles (5.60 à 11.1 USD/ménage/an) (Monvois *et al.*, 2010). Il possède également une durée de vie élevée (25 à 50 ans) et ne nécessite aucun apport en énergie électrique. Cependant, sa conception et sa construction requièrent des compétences élevées et la gestion du biogaz produit présente des risques potentiels (Monvois *et al.*, 2010; Tilley *et al.*, 2016).

#### **1.2.3.6 Compostage**

Le compostage est un procédé de traitement et de valorisation où des micro-organismes et des vers décomposent la matière organique biodégradable dans des conditions essentiellement aérobies (Tilley *et al.*, 2016; Rothenberger *et al.*, 2006; Nikiema, Cofie et Impraim, 2014). Le processus de compostage génère un produit semblable à de l'humus nommé compost, lequel apporte au sol des éléments nutritifs (N, P, K) propices à la croissance et le développement de plantes et améliore également sa structure ainsi que sa capacité de rétention d'eau (Esrey *et al.*, 1998; Monvois *et al.*, 2010; Englund et Strande, 2019).

Un compostage impliquant plusieurs substrats différents, comme les excreta, les bio-déchets d'origine ménagère et/ou agricole et autres, est appelé co-compostage (Koné *et al.*, 2007; Tilley *et al.*, 2016; Manga *et al.*, 2021). L'ajout d'autres substrats permet d'augmenter le ratio carbone/azote (C/N), car les boues de vidange présentent un ratio C/N insuffisant (5-10) pour être adéquatement compostées seules (Mehl *et al.*, 2011; Strande, Ronteltap et Brdjanovic, 2014; Manga *et al.*, 2021). Le ratio C/N doit être compris entre 25 et 35. Un ratio C/N inférieur à 20 indique une insuffisance en carbone par rapport à la quantité d'azote disponible, ce qui est susceptible d'inhiber la croissance des micro-organismes facilitant le compostage (Strande, Ronteltap et Brdjanovic, 2014).

Le compostage comporte trois phases principales : (i) une première phase où les micro-organismes consomment les nutriments biodisponibles et se multiplient abondamment, (ii) une phase thermophile où la température peut augmenter jusqu'à un intervalle compris entre 55 et

75 °C – cette phase assure l'élimination des agents pathogènes présents dans les boues de vidange, lesquels sont généralement mésophiles, ce qui permet l'hygiénisation des boues – et (iii) la phase de maturation où la température redescend jusqu'à 37 °C environ, laquelle marque la fin du processus (Cooperband, 2002; Germer *et al.*, 2010; Strande, Ronteltap et Brdjanovic, 2014; Manga *et al.*, 2021). En plus d'être un procédé de valorisation agricole, le compostage constitue également un procédé de stabilisation et d'hygiénisation des boues.

Plusieurs travaux de recherche ont montré qu'un ensemble de paramètres clés sont primordiaux à la réalisation du compostage (Cooperband, 2002; Klingel *et al.*, 2002; Rothenberger *et al.*, 2006; Mehl *et al.*, 2011; Strande, Ronteltap et Brdjanovic, 2014; Manga *et al.*, 2021). Les principaux paramètres sont :

- ratio C/N compris entre 25 et 35;
- taux d'humidité de 45 à 60 %;
- présence d'oxygène supérieur à 10 %;
- pH compris entre 6.50 et 8.00;
- taille et/ou porosité (45 à 60 %) des particules compostables;
- température (phase thermophile entre 55 et 75 °C) et/ou le climat.

Un autre type de compostage dénommé **vermi-compostage** existe également; il est réalisé par des vers, notamment les espèces *Eisenia foetida*, *Eudrilus eugeniae* et *Lubricus rubellus*. L'absence de phase thermophile dans ce type de compostage – vu que les vers utilisés ne peuvent survivre à plus de 35 °C – empêche l'hygiénisation du compost fabriqué (Strande, Ronteltap et Brdjanovic, 2014).

La conception d'un composteur est simple, les coûts d'investissement sont moyens, les coûts d'exploitation sont faibles (2.25 à 4.45 USD/an/ménage), sa durée de vie est élevée (25 à 50 ans), ne nécessite pas de grandes compétences et ne requiert aucun apport en énergie électrique (Monvois *et al.*, 2010). Toutefois, s'il n'est pas bien géré, le processus peut entraîner des nuisances olfactives et le pulllement d'insectes nuisibles (mouches, moustiques, etc.). En outre, l'utilisation d'un compost fabriqué à partir de boues de vidange insuffisamment hygiénisées présente des risques sanitaires (Jean, 2018).

### 1.2.3.7 L'enfouissement

En milieu rural en Haïti, une pratique de traitement des boues est couramment utilisée. Ainsi, lorsque les latrines atteignent leur capacité maximale, de la chaux<sup>2</sup> est ajoutée, puis la fosse de la toilette est définitivement comblée avec de la terre. Cette méthode peut être considérée comme une forme de stabilisation alcaline par chaulage, suivie de l'enfouissement des boues. La chaux est utilisée pour réduire les odeurs, éliminer les germes pathogènes et réduire la demande en oxygène (DBO, DCO) (Strande, Ronteltap et Brdjanovic, 2014).

Le chaulage augmente le pH des boues (pouvant atteindre jusqu'à 12) ainsi que leur température, ce qui contribue fortement à la désinfection ou à l'hygiénisation des boues (Strande, Ronteltap et Brdjanovic, 2014; Mihelcic, 2019). Il favorise également la précipitation des métaux lourds potentiels et du phosphore. Cependant, en arrêtant le processus de dégradation microbienne des matières organiques présentes dans les boues, le chaulage supprime toute possibilité de valorisation agricole et énergétique ultérieure de ces dernières (Strande, Ronteltap et Brdjanovic, 2014). En effet, en augmentant le pH, la chaux élimine ou inactive les micro-organismes, y compris ceux qui sont nécessaires à la minéralisation des matières organiques en humus lors du compostage. De plus, le chaulage entraîne une perte en azote par volatilisation de l'azote ammoniacal sous forme d'ammoniac ( $\text{NH}_3$ ) (Pradel et Reverdy, 2013). En outre, en stabilisant les matières organiques présentes dans les boues de vidange, il réduit la possibilité de les transformer en biocarburant ou en combustible (briquette, pellet) (Strande, Ronteltap et Brdjanovic, 2014).

#### **Enfouissement en tranchées profondes**

Une deuxième forme d'enfouissement, également appelée enfouissement planté, est pratiquée à travers le monde (Figure 1.16). Cette méthode de traitement (de valorisation et d'élimination) des boues fécales consiste à réaliser des tranchées profondes, à les remplir de boues, puis à les recouvrir avec de la terre (Strande, Ronteltap et Brdjanovic, 2014; Gabert *et al.*, 2018). Les

---

<sup>2</sup> Sous forme de chaux vive ( $\text{CaO}$ ) ou de chaux éteinte ( $\text{Ca(OH)}_2$ ).

arbres plantés bénéficient ainsi de la matière organique et des nutriments contenus dans les boues, offrant une solution simple, peu coûteuse, facilement exploitable et sans nuisance visuelle ou olfactive lorsque le terrain adéquat est disponible, avec en complément la production d'arbres. Le terrain doit être choisi de manière à éviter toute contamination des eaux souterraines. Des travaux ont montré un développement plus rapide des arbres en contact direct avec les boues (Strande, Ronteltap et Brdjanovic, 2014; Gabert *et al.*, 2018). L'enfouissement en tranchées profondes est particulièrement adapté aux régions où la nappe n'est pas utilisée pour l'alimentation en eau des populations et lorsque les surfaces nécessaires sont disponibles, supposant une capacité de transport des boues en milieu rural ou périurbain (Strande, Ronteltap et Brdjanovic, 2014; Gabert *et al.*, 2018). Cependant, la réglementation pour cette méthode reste insuffisante dans de nombreux pays (Strande, Ronteltap et Brdjanovic, 2014).

Selon Strande, Ronteltap et Brdjanovic (2014), les principaux atouts de cette méthode résident dans sa facilité de mise en œuvre, l'absence d'équipements fragiles, ainsi que les bénéfices liés au développement de la biomasse végétale, comme la séquestration du carbone, la protection contre l'érosion et la possibilité de générer des revenus. Néanmoins, cette technique présente des inconvénients, tels que la surface importante de terrain requise, le risque de contamination de la nappe phréatique si celle-ci n'est pas suffisamment profonde, et le manque de réglementations encadrant cette pratique dans de nombreux pays.

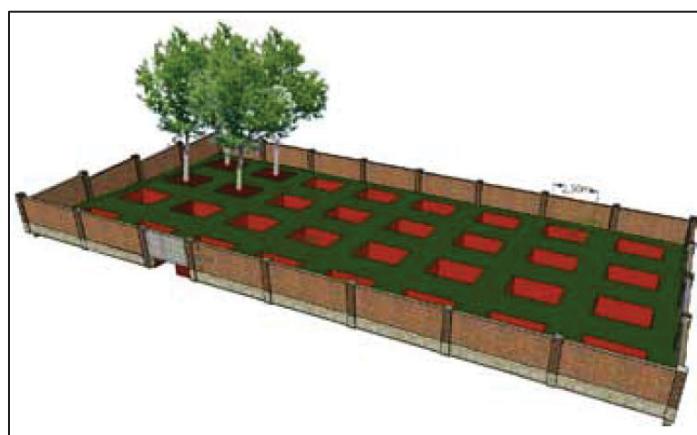


Figure 1.16 Illustration d'un site d'enfouissement planté à Madagascar

Tirée de Gabert *et al.* (2018)

### **1.3 Analyse du cycle de vie appliquée aux filières de gestion de boues de vidange**

Cette section traite, dans un premier temps, de l'analyse du cycle de vie (ACV) en tant que méthode d'évaluation environnementale pouvant servir d'outil d'écoconception et/ou d'aide à la décision. Dans un second temps, elle produit un état de l'art des études sur l'ACV appliquée à la gestion des boues fécales.

#### **1.3.1 Présentation de l'analyse du cycle de vie**

L'analyse du cycle de vie est une méthode d'évaluation environnementale multicritère qui permet d'évaluer les impacts sanitaires et environnementaux potentiels associés à un produit, un procédé, un système ou un service tout au long de son cycle de vie, c'est-à-dire de son extraction des matières premières à sa conception, son utilisation, jusqu'à son élimination et/ou son recyclage en fin de vie (Jolliet *et al.*, 2017 ; De Oliveira *et al.*, 2021). Il existe une pluralité d'outils d'évaluation d'impact environnemental, mais l'ACV est considérée comme la plus exhaustive d'entre eux, car multicritère, elle prend en compte la quasi-totalité des impacts environnementaux connus (changement climatique, déplétion de la couche d'ozone, écotoxicité, toxicité humaine, acidification, eutrophisation, épuisement de ressources naturelles, etc.) sur le cycle de vie complet du produit ou système analysé, autrement dit, du berceau à la tombe (Renou, 2006; Risch *et al.*, 2012; Guérin-Schneider et Tabi, 2017). Cela permet d'éviter les déplacements d'impact d'une étape du cycle de vie à une autre et aussi d'identifier les points critiques.

Selon les normes ISO 14040 et 14044, une étude d'ACV doit comporter quatre étapes successives : (i) la définition des objectifs et du champ de l'étude, (ii) l'inventaire du cycle de vie, (iii) l'évaluation de l'impact du cycle de vie et (iv) l'interprétation des résultats (ISO 14040, 2006; ISO 14044, 2006; Jolliet *et al.*, 2017). Cette section vise à présenter chacune de ces étapes.

##### **1.3.1.1 Définition des objectifs et du champ de l'étude**

La première étape de la réalisation d'une ACV est subdivisée en deux sous-étapes :

- l'objectif de l'étude, qui permet de préciser la justification, l'objectif, les applications envisagées et le public cible (Jolliet *et al.*, 2017);
- le champ de l'étude, qui comprend la fonction de l'étude, l'unité fonctionnelle, les flux de référence, les paramètres clés, les frontières du système étudié, les scénarios et/ou hypothèses envisagé(e)s, les règles d'allocation, les sources et la qualité des données, etc.(Faiz, 2020; Renou, 2006).

L'unité fonctionnelle est perçue comme l'unité de référence d'une étude d'ACV, une grandeur quantifiant la fonction du système étudié, qui permettra de comparer les différents scénarios considérés dans le cadre de l'étude. Elle sert d'unité de base à laquelle les flux de l'inventaire et les impacts environnementaux qui y sont associés sont liés (ISO 14044, 2006; Jolliet *et al.*, 2017).

### **1.3.1.2 Inventaire du cycle de vie**

L'inventaire du cycle de vie, ou analyse de l'inventaire, consiste à quantifier les flux entrants (intrants) et sortants (extrants) d'un produit ou d'un système de produit tout au long de son cycle de vie (Jolliet *et al.*, 2017). En effet, un produit consomme des matières et de l'énergie à chaque étape du cycle de vie, tout en émettant des polluants et des déchets dans l'écosphère (eau, sol, air) à différents niveaux : global, régional ou local. Cette étape, relativement longue et fastidieuse, requiert une collecte rigoureuse de données sur le produit étudié afin d'établir un bilan complet des intrants et extrants associés à celui-ci. Les données collectées sont ensuite mises à l'échelle de l'unité fonctionnelle choisie pour l'étude. La réalisation de l'ICV se déroule en plusieurs étapes successives (Jolliet *et al.*, 2015, 2017) :

- préparation de la collecte de données : cette étape consiste à constituer l'arbre de processus à partir d'un regroupement cohérent de processus unitaires constituant le système. Les flux élémentaires entrants et sortants ainsi que les flux de produit intermédiaire (ou flux économiques) associés à chacun des processus unitaires sont listés;
- collecte de données : les données relatives au produit ou au système de produit étudié sont collectées sur la base d'entrevues, d'enquêtes, de bases de données

spécialisées, de recherches bibliographiques, de calculs, de mesures, d'estimations, etc. Les données provenant directement des industriels, des commerçants ou d'autres sources par des entrevues sont appelées données primaires ou spécifiques, tandis que celles collectées dans la littérature et/ou des bases de données sont appelées données secondaires ou génériques (Pupion, 2012).

- validation des données : cette étape vise à tester la fiabilité des données par le biais de contrôles de cohérence et/ou de complétude. La qualité des données étant essentielle à la réalisation et à la fiabilité de toute étude scientifique, cette démarche est incontournable;
- mise à l'échelle de l'unité fonctionnelle : les données collectées sont réajustées sur la base de calculs afin d'être en phase avec l'unité fonctionnelle choisie;
- détermination des émissions et des extractions totales : cette étape consiste à multiplier la quantité d'intrants utilisée par unité fonctionnelle par les facteurs d'émission par unité d'intrant.

### **1.3.1.3 Évaluation de l'impact du cycle de vie**

Cette étape vise à analyser les impacts environnementaux potentiels émanant des systèmes ou des procédés étudiés. Plusieurs méthodes d'évaluation d'impact existent, telles que Impact World+, Impact 2002+, ReCiPe, ILCD, CML, etc. (Jolliet *et al.*, 2015, 2017; Renou, 2006). Les impacts environnementaux peuvent être évalués à l'aide d'indicateurs de niveau problème (*midpoint*), qui quantifient les impacts sur l'environnement, ou d'indicateurs de niveau dommage (*endpoint*), qui quantifient les dommages résultant de ces impacts sur la santé humaine, les écosystèmes, les ressources et le climat (Jolliet *et al.*, 2015, 2017).

Selon la méthode d'évaluation d'impact choisie, les indicateurs d'impacts de niveau problème incluent généralement la toxicité humaine, l'écotoxicité, l'eutrophisation, l'acidification aquatique et terrestre, le réchauffement climatique, la déplétion de la couche d'ozone, l'épuisement des ressources, l'occupation des terres, la consommation d'eau, etc., tandis que les indicateurs d'impacts de niveau dommage incluent la santé humaine, les écosystèmes, les ressources et le climat (Jolliet *et al.*, 2015, 2017).

Les impacts environnementaux identifiés sont quantifiés à trois niveaux : global (réchauffement climatique, déplétion de la couche d'ozone, etc.), régional (acidification aquatique et terrestre, eutrophisation, etc.) et local (occupation des terres, écotoxicité, toxicité humaine, etc.).

#### **1.3.1.4 Interprétation**

Cette étape vise à examiner les résultats issus de l'analyse de l'inventaire et de l'évaluation des impacts, en tirant des conclusions, en expliquant les limites rencontrées et en formulant des recommandations, conformément aux objectifs de l'étude (Jolliet *et al.*, 2015, 2017; Renou, 2006). Elle comprend principalement :

- l'identification des variables critiques ou des étapes du cycle de vie nécessitant des améliorations pour atténuer l'impact environnemental du produit ou du système étudié;
- l'évaluation de la fiabilité des résultats obtenus, en recourant à (i) des analyses de sensibilité et/ou d'incertitude, (ii) des contrôles de qualité, et (iii) des analyses de la qualité des données;
- la formulation des conclusions et des recommandations basées sur les analyses précédentes.

#### **1.3.2 État de l'art des études d'ACV appliquées à l'assainissement non-collectif**

Bien que les travaux d'ACV appliqués aux systèmes d'assainissement collectifs destinés à la gestion des boues d'épuration et/ou des eaux usées soient nombreux (Charles, 2014; Godin, 2012; Pradel, 2017; Pradel, Richard et Reverdy, 2013; Pradel *et al.*, 2015; Renou, 2006; Richard, Pradel et Baudez, 2015; Risch *et al.*, 2012; Pradel, 2008; Pradel et Reverdy, 2013; Reverdy et Pradel, 2011; Reverdy et Pradel, 2013; Houillon et Jolliet, 2005; Remy, Ruhland et Jekel, 2006), ceux portant sur les systèmes d'assainissement non-collectifs destinés à la gestion des boues de vidange sont peu nombreux. Étant donné que les boues d'épuration présentent des caractéristiques différentes des boues de vidange en termes de composition, de charge organique (DBO, DCO, etc.), de microbiologie, et autres, les résultats ne sont pas (ou sont peu) transférables, d'autant plus que ces deux systèmes d'assainissement sont, en principe, utilisés dans des contextes socio-économiques et géographiques différents. Cette section

aborde ainsi l'état des connaissances sur les ACV appliquées aux filières et/ou aux technologies de gestion de boues de vidange.

### **1.3.2.1 Travaux d'ACV se focalisant sur les toilettes**

Gao *et al.* (2017) ont mené une étude comparative de différents types de toilettes en utilisant une analyse économique et environnementale du cycle de vie. L'objectif était d'évaluer le coût, la consommation énergétique et l'empreinte carbone des technologies d'assainissement alternatives dans un village montagneux en Chine. Dans le cadre de ces travaux, cinq scénarios ont été élaborés, chacun associé à une technologie de toilettes différente :

- Scénario 1. Toilette standard avec une chasse d'eau utilisant de l'eau potable et une conduite d'évacuation des eaux usées;
- Scénario 2. Toilette avec une chasse d'eau utilisant de l'eau pluviale et une conduite d'évacuation des eaux usées;
- Scénario 3. Toilette avec une chasse d'eau et une séparation d'urine, utilisant de l'eau potable, avec un réservoir de stockage d'urine et une conduite d'évacuation des eaux usées;
- Scénario 4. Toilette avec une chasse d'eau et une séparation d'urine, utilisant de l'eau pluviale, avec un réservoir de stockage d'urine et une conduite d'évacuation des eaux usées;
- Scénario 5. Toilette sèche à compost avec séparation d'urine, avec réservoir de stockage d'urine et un réservoir de compostage.

Les résultats indiquent que le Scénario 5, la toilette sèche à compost avec séparation d'urine, est le plus économique, tandis que le Scénario 2, la toilette avec chasse d'eau utilisant de l'eau pluviale, se classe comme le moins économique. En ce qui concerne la consommation énergétique, le Scénario 3, la toilette avec chasse d'eau et séparation d'urine utilisant de l'eau potable, est le plus efficace. Cependant, le Scénario 2 présente l'empreinte carbone la plus élevée, alors que le scénario 3 présente la plus faible. Les conclusions des travaux soulignent l'importance des infrastructures pour la collecte et le stockage des eaux pluviales qui peuvent avoir un impact significatif sur les résultats économiques et environnementaux. De plus,

l'acceptabilité socio-culturelle des technologies alternatives doit être prise en compte dans les décisions politiques, car la population peut préférer la toilette standard malgré ses désavantages économiques et environnementaux.

Kulak *et al.* (2017) ont réalisé une étude d'ACV comparative sur l'impact environnemental et le potentiel de récupération des nutriments de différentes technologies d'assainissement en Inde. L'objectif était d'évaluer les implications de l'expansion de l'assainissement à l'échelle nationale, dans le contexte où près de 800 millions d'Indiens manquent d'accès à un assainissement adéquat. Les chercheurs ont examiné quatre scénarios :

- Scénario 1. Traitement centralisé des eaux usées avec réacteurs séquentiels discontinus (SBR);
- Scénario 2. Latrines à double fosse, suivie de l'utilisation des boues stabilisées comme fertilisants agricoles;
- Scénario 3. Latrines à double fosse avec séparation des urines à la source, suivie de l'utilisation des boues stabilisées et de l'urine comme fertilisants agricoles;
- Scénario 4. Latrines avec séparation de l'urine et des matières fécales, connectées à des biodigesteurs.

Les résultats des travaux ont montré que les latrines à double fosse (Scénario 2) étaient les plus impactantes en termes d'émissions de gaz à effet de serre, d'utilisation d'énergie, d'eutrophisation marine et d'eutrophisation des eaux douces. Cependant, les latrines à double fosse ont également présenté les plus grands avantages en termes de récupération de nutriments azotés et phosphorés. En revanche, les latrines avec séparation des urines et des matières fécales reliées à un réacteur à biogaz (Scénario 4) ont été identifiées comme les moins impactantes pour plusieurs catégories d'impact environnemental, notamment en ce qui concerne le réchauffement climatique et l'utilisation d'énergie.

Les chercheurs concluent que l'utilisation des latrines à double fosses présente plusieurs inconvénients majeurs, notamment l'accentuation du réchauffement climatique due aux émissions de méthane, les pertes de nutriments pour l'agriculture et la contamination des eaux souterraines. Pour compenser ces impacts, ils recommandent la mise en œuvre de techniques

de valorisation agricole pour récupérer les nutriments contenus dans les excréments, telles que le compostage et le traitement de l'urine pour l'irrigation des champs agricoles. En revanche, les toilettes reliées à un digesteur sont considérées comme écologiquement viables, bien que leur adoption à grande échelle soit confrontée à des défis pratiques, notamment la faible quantité de boues fécales générée quotidiennement par les ménages. Les chercheurs recommandent donc le développement de digesteurs capables de traiter une variété de matières organiques, telles que la bouse de bétail, les déchets de cuisine et les biodéchets. Cette approche pourrait contribuer à améliorer la durabilité de l'assainissement en Inde en réduisant les impacts environnementaux des systèmes d'assainissement.

Anastasopoulou *et al.* (2018) ont mené une étude comparative sur différents types de toilettes, utilisant l'ACV pour évaluer la performance environnementale de diverses technologies d'assainissement. Plus spécifiquement, les chercheurs ont comparé les toilettes à nano-membrane avec les toilettes conventionnelles telles que la toilette à chasse d'eau (WC) et la toilette sèche à séparation d'urine, en se concentrant sur les impacts sur la santé humaine, les ressources naturelles et les écosystèmes, tout en incorporant une évaluation quantitative des risques microbiens (ÉQRM).

Les résultats des travaux indiquent que, en ce qui concerne les impacts sur la santé humaine, les ressources naturelles et les écosystèmes, le WC est le plus impactant, suivi par la toilette à nano-membrane et la toilette sèche à séparation d'urine. Toutefois, lorsque les risques microbiens sont pris en compte, la toilette sèche à séparation d'urine est surpassée par la toilette à nano-membrane, qui présente le risque microbien le plus faible grâce au traitement thermique qu'elle effectue. Dans l'ensemble, la toilette sèche à séparation d'urine se révèle être la plus performante, principalement en raison des crédits environnementaux associés à l'utilisation de l'urine et du compost comme engrais, tandis que le WC affiche la plus faible performance.

### **1.3.2.2 Travaux d'ACV se focalisant uniquement sur les technologies de traitement de boues**

Si les travaux d'ACV sur l'intégralité des filières d'assainissement autonome sont particulièrement rares, ceux sur les procédés de traitement de boues fécales ont pu être identifiés dans la littérature scientifique. Ils sont résumés dans les paragraphes qui suivent.

Moni Silva *et al.* (2023) ont réalisé une étude d'ACV au Brésil visant à caractériser la production de méthane à partir des boues séchées et à évaluer la faisabilité énergétique et environnementale de leur valorisation. Trois scénarios de traitement des boues issues des lits de séchage non plantés ont été élaborés dans cette étude :

- Scénario A. Enfouissement des boues séchées dans des décharges sanitaires, sans récupération d'énergie;
- Scénario B. Digestion anaérobie des boues séchées pour produire du biogaz, suivie de l'enfouissement des résidus (digestat) dans des décharges;
- Scénario C. Incinération des boues séchées pour produire de l'énergie électrique, avec élimination des cendres.

Les résultats obtenus ont montré que :

- le Scénario C, basé sur l'incinération, présente les meilleurs résultats en termes de réduction des émissions de gaz à effet de serre (GES) et de récupération d'énergie, bien qu'il génère des émissions de métaux toxiques comme le cobalt et le nickel.
- le Scénario B, basé sur la digestion anaérobie, permet une récupération d'énergie grâce à la production de biogaz, mais l'énergie produite est moindre comparée à l'incinération et génère des émissions notables d'oxydes d'azote, de soufre et de carbone, augmentant les risques d'acidification et d'eutrophisation.
- le Scénario A, basé sur l'enfouissement, présente une contribution significative à l'épuisement des ressources fossiles en raison du transport et de la compaction dans les décharges. Ne permettant pas la récupération d'énergie, il est considéré comme le pire des trois scénarios, notamment en termes d'impact sur la couche d'ozone et de consommation de ressources non renouvelables.

L'étude démontre également que la récupération d'énergie à partir des boues séchées, soit par biométhanisation ou incinération, peut constituer une stratégie viable pour une gestion plus durable des boues d'épuration, en particulier dans les pays en développement comme le Brésil.

Dans une étude d'ACV menée en Espagne, Uggetti *et al.* (2011) analysent l'efficacité technique, économique et environnementale des systèmes de traitement des boues par lits de séchage plantés de roseaux, spécifiquement pour les petites communautés de moins de 2000 équivalents habitants. L'étude a suivi la performance de ces lits de séchage pendant deux ans, les comparant à d'autres méthodes de gestion des boues, notamment la centrifugation et le transport vers une station d'épuration centralisée. Quatre scénarios de traitement des boues ont été comparés :

- Scénario 1. Lits de séchage plantés de roseaux suivis de l'application de biosolides dans les champs;
- Scénario 2. Lits de séchage plantés de roseaux suivis du compostage des biosolides;
- Scénario 3. Centrifugation suivie de compostage;
- Scénario 4. Traitement dans une station de boues activées.

Les résultats ont révélé que :

- le Scénario 1, qui consiste en l'utilisation de lits de séchage plantés de roseaux suivie de l'épandage des biosolides, présentait le bilan environnemental et économique le plus favorable. Cette approche évite les impacts liés au transport et au post-traitement, tout en minimisant les émissions de gaz à effet de serre et la consommation d'énergie. Son empreinte carbone est négligeable par rapport aux Scénarios 2, 3 et 4;
- le Scénario 2 (*i.e.* lits de séchage plantés de roseaux suivis du compostage des biosolides) est plus impactant que le Scénario 1, en raison du transport des biosolides vers une usine de compostage. Son empreinte carbone est de 1100 kg de CO<sub>2</sub> eq/t;
- le Scénario 3 (centrifugation suivie de compostage) présente un impact environnemental plus élevé que les lits de séchage plantés de roseaux, en raison de la consommation d'énergie liée à la centrifugeuse et au post-traitement. Son empreinte carbone atteint 1300 kg de CO<sub>2</sub> eq/t;
- le Scénario 4 (traitement dans une station de boues activées) présente les impacts environnementaux les plus élevés, notamment en termes de réchauffement climatique (empreinte carbone de 6000 kg de CO<sub>2</sub> eq/t), en raison de la forte

consommation de carburant pour le transport des boues vers une station d'épuration distante de 30 km.

L'étude conclut que les lits de séchage plantés de roseaux pour le traitement des boues offrent une solution viable et durable pour les petites communautés. Leur faible coût d'exploitation et leurs impacts environnementaux réduits, surtout en cas d'application directe des biosolides sur les sols, les rendent préférables aux procédés de traitement conventionnels. Toutefois, si un post-traitement par compostage est nécessaire, l'impact environnemental augmente, bien que les lits de séchage plantés de roseaux restent compétitifs par rapport aux solutions conventionnelles.

Flores *et al.* (2019) ont mené une étude en Espagne en visant à évaluer les impacts environnementaux des lits de séchage plantés de roseaux conçus pour le traitement des eaux usées vinicoles, en comparaison avec d'autres solutions courantes en Europe du Sud-Ouest (gestion par un tiers, boues activées, etc.). L'objectif final est de déterminer si les lits de séchage plantés de roseaux représentent une solution durable pour les vignobles sans traitement adéquat des eaux usées. Pour ce faire, une ACV comparative des six scénarios suivants a été réalisée :

- Scénario 1. Gestion par un tiers (Galice, Espagne)
- Scénario 2. Lits de séchage plantés de roseaux (même vignoble que Scénario 1)
- Scénario 3. Lits de séchage plantés de roseaux (autre vignoble en Galice)
- Scénario 4. Système à boues activées (Galice)
- Scénario 5. Système à boues activées (Vila Real, Portugal)
- Scénario 6. Système à boues activées (Tarn, France)

Les résultats ont révélé que le Scénario 1 (Gestion par un tiers en Galice) présente l'impact le plus élevé, suivi des scénarios à boues activées (Scénarios 4, 5 et 6). En revanche, les scénarios de lits de séchage plantés de roseaux (Scénarios 2 et 3) affichent les meilleures performances dans toutes les catégories d'impact considérées. Plus précisément, les impacts environnementaux potentiels des Scénarios 2 et 3 sont de 1.50 à 180 fois inférieurs à ceux du Scénario 1 et de 1 à 10 fois inférieurs à ceux des scénarios à boues activées (Scénarios 4, 5 et

6). Cela est principalement attribuable au transport des eaux usées et des boues sur de longues distances, ainsi qu'à la consommation de produits chimiques et d'électricité dans les scénarios de gestion par un tiers et de boues activées.

En conclusion, l'étude démontre que les lits de séchage plantés de roseaux constituent une alternative durable et respectueuse de l'environnement pour le traitement des eaux usées vinicoles dans le sud-ouest de l'Europe, offrant des avantages environnementaux significatifs par rapport aux méthodes conventionnelles. Ces résultats corroborent les conclusions de Uggetti *et al.* (2011) sur la performance environnementale supérieure des lits de séchage plantés de roseaux pour le traitement des eaux usées.

En Iran, Mohammadi and Fataei (2019) ont réalisé une comparaison des impacts environnementaux de deux systèmes de traitement des eaux usées municipales à l'aide de l'ACV : le lagunage aéré et le procédé des boues activées. Deux scénarios ont été évalués :

- Scénario 1. Lagunage aéré
- Scénario 2. Boues activées

Les résultats de cette étude ont révélé que :

- le système de lagunage aéré a été classé comme le plus préjudiciable pour l'environnement, affichant 100 % des impacts négatifs dans toutes les catégories évaluées. Il produit davantage de gaz à effet de serre que le système de boues activées, avec des émissions de 15 665 kg de CO<sub>2</sub> et de 29 092 kg de CH<sub>4</sub> par jour. De plus, il est moins efficace pour la réduction de l'azote et du phosphore comparé au système des boues activées;
- le système à boues activées s'est avéré être la meilleure option de traitement des eaux usées d'un point de vue environnemental, présentant des impacts significativement plus faibles, notamment en matière de réchauffement climatique (6.39 %) et d'oxydation photochimique (7.17 %). Il génère 3707 kg de CO<sub>2</sub> et 7527 kg de CH<sub>4</sub> par jour;
- la consommation d'énergie se révèle être un facteur déterminant dans l'impact environnemental global des systèmes de traitement des eaux usées.

En résumé, cette analyse comparative démontre que le système à boues activées est plus performant sur le plan environnemental que le lagunage aéré dans les conditions étudiées.

Thompson *et al.* (2022) ont réalisé une étude d'ACV comparant l'impact environnemental de petites installations de traitement des eaux usées mécaniques (systèmes à boues activées) et de systèmes lagunaires dans le Nebraska (États-Unis d'Amérique). L'objectif de l'étude était d'évaluer les compromis entre l'impact environnemental et l'utilisation des terres pour ces différentes technologies. Deux scénarios ont été examinés :

- Scénario 1. Systèmes mécaniques (boues activées)
- Scénario 2. Systèmes de lagunaires

Les résultats ont révélé que les lagunes présentent un impact environnemental significativement plus faible que les systèmes à boues activées dans presque toutes les catégories d'impact, à l'exception du smog. La phase de construction représente jusqu'à 80 % de l'impact environnemental des lagunes, contre moins de 25 % pour les systèmes mécaniques. En revanche, la phase d'exploitation des lagunes a un impact relativement faible comparé aux systèmes à boues activées, qui sont plus énergivores en fonctionnement. Les lagunes utilisent des processus biologiques naturels pour le traitement des eaux, réduisant ainsi le besoin d'interventions chimiques ou mécaniques intensives et la consommation d'énergie, contrairement aux systèmes mécaniques. Cependant, l'utilisation des terres est nettement plus élevée pour les lagunes ( $73.7 \pm 35.9 \text{ m}^2/\text{hab.}$ ) par rapport aux systèmes à boues activées ( $2.40 \pm 1.90 \text{ m}^2/\text{hab.}$ ). Les résultats dépendent fortement de la durée de vie du système et du mix énergétique local. L'étude conclut que les lagunes sont généralement plus écologiques si l'espace est disponible. Ces conclusions contredisent celles des travaux de Mohammadi and Fataei (2019).

## 1.4 Évaluation quantitative de risque microbien (ÉQRM)

### 1.4.1 Présentation de l'ÉQRM

L'ÉQRM est une méthode développée aux États-Unis dans les années 1970, en s'inspirant de la méthode d'évaluation de risque chimique (De Giudici, Guillam et Segala, 2011). Elle vise à

évaluer les risques sanitaires associés aux agents pathogènes d'origine biologique dans l'eau, les aliments, le sol ou l'air. Ces agents pathogènes incluent généralement des helminthes, des bactéries, des protozoaires et des virus (Mara, 2004; Odey *et al.*, 2017). L'ÉQRM est composée de cinq étapes clés : (i) formulation du problème, (ii) identification du danger, (iii) évaluation de l'exposition, (iv) modèle dose-réponse, et (v) caractérisation du risque.

#### **1.4.1.1 Formulation du problème**

Cette étape initiale permet de définir l'objectif de l'étude ainsi que les raisons qui motivent la recherche. Elle pose les bases nécessaires à la planification et à la réalisation de l'évaluation (De Giudici, Guillam et Segala, 2011). Cette étape met l'emphase sur les agents pathogènes pertinents ainsi que les données écologiques associées, l'influence des matrices sur les pathogènes considérés, la gravité des effets sanitaires adverses, les caractéristiques socio-économiques et physiologique de la population ciblée, la fréquence d'apparition de la maladies, les voies de transmission potentielles à l'intérieur de la population (De Giudici, Guillam et Ségala, 2013).

#### **1.4.1.2 Identification du danger**

Cette phase consiste à identifier les agents pathogènes susceptibles de provoquer des effets néfastes pour la santé humaine (Delhalle *et al.*, 2008; De Giudici, Guillam et Ségala, 2013; Haas, Rose et Gerba, 2014). Les pathogènes sont décrits, classifiés taxonomiquement, et leurs effets néfastes ainsi que les méthodes appropriées d'élimination ou de mitigation sont présentés. Pour simplifier l'analyse, des pathogènes de référence sont sélectionnés en fonction de leur prévalence, de leur persistance dans l'environnement, de leur pathogénicité, de la disponibilité d'un modèle dose-réponse, et de leur résistance aux conditions environnementales. Les agents pathogènes de référence comprennent généralement :

- pour les helminthes : *Ascaris lumbricoides*;
- pour les protozoaires : *Cryptosporidium parvum* et *Giardia intestinalis*;
- pour les bactéries : *Campylobacter* spp., *Escherichia coli* O157:H7, et *Salmonella* spp. et *Shigella* spp.;
- pour les virus : adénovirus, norovirus et rotavirus.

L'identification de ces pathogènes se fait généralement en laboratoire sur la base d'essais microbiologiques tels que la méthode de culture, la qPCR (*quantitative polymerase chain reaction*), ou d'autres méthodes appropriées (De Giudici, Guillam et Segala, 2011, 2013; Haas, Rose et Gerba, 2014).

#### **1.4.1.3 Évaluation de l'exposition**

L'évaluation de l'exposition vise principalement à déterminer la dose de pathogènes à laquelle la population ciblée est exposée (Haas, Rose et Gerba, 1999; Balthazard-Accou, 2011). Cela repose sur une démarche méthodique comprenant : (i) l'identification de la source de contaminant (eau, air, sol, aliments ou fomites), (ii) la détermination de la concentration des agents pathogènes dans la matrice considérée, (iii) l'identification des mécanismes de transfert de pathogènes et/ou de la voie d'exposition (ingestion, inhalation ou le contact cutané), (iv) la collecte des données d'exposition de la population étudiée sur la base d'études épidémiologiques, des enquêtes sur le terrain, des recherches bibliographiques, etc., (v) la modélisation et le développement de scénarios d'exposition, et (vi) le calcul de la dose d'exposition.

#### **1.4.1.4 Modèle dose-réponse**

Le modèle dose-réponse ou dose-effet établit la relation entre la dose d'exposition et la probabilité d'infection (De Giudici, Guillam et Ségala, 2013; Haas, Rose et Gerba, 2014; Health Canada, 2019). Deux hypothèses antagonistes sont associées au modèle dose-réponse :

- la première hypothèse suggère l'existence d'un seuil, appelé dose minimale infectante (DMI), en dessous duquel aucun effet délétère ne se produit et au-dessus duquel le pathogène déclenche une infection chez l'hôte (Haas, Rose et Gerba, 1999; Jaidi, 2007; Balthazard-Accou, 2011);
- la deuxième hypothèse rejette l'existence d'une dose minimale infectante et repose sur le principe de « choc unique » ou « *single hit* », selon lequel l'introduction d'un seul organisme pathogène viable dans l'organisme suffit à déclencher une infection, à condition que cet organisme puisse se multiplier dans l'hôte (Jaidi, 2007; Sevrin-Jaloustre, 2011; De Giudici, Guillam et Ségala, 2013).

L'hypothèse de valeur seuil est aujourd'hui considérée comme obsolète dans l'ÉQRM, car (i) la dose minimale infectante n'a jamais été scientifiquement démontrée, et (ii) chaque organisme pathogène peut se multiplier dans l'hôte, de sorte qu'une infection peut résulter de la survie d'un seul pathogène (De Giudici, Guillam et Ségala, 2013). Autrement dit, même à une très faible dose, une probabilité d'infection existe toujours, et elle augmente avec la dose (Jaidi, 2007; De Giudici, Guillam et Ségala, 2013).

Selon Haas, Rose et Gerba (1999, 2014), deux modèles mécanistiques sans seuil sont fréquemment utilisées, lesquels sont représentés par deux fonctions mathématiques : la fonction exponentielle représentée par l'Équation (1.1), et la fonction  $\beta$ -Poisson représentée par l'Équation (1.2).

$$P_{inf} = 1 - e^{-rD} \quad (1.1)$$

$$P_{inf} = 1 - \left(1 + \frac{D}{\beta}\right)^{-\alpha} \quad (1.2)$$

Les paramètres  $r$ ,  $\alpha$  et  $\beta$  sont spécifiques à chaque pathogène considéré et représentent sa capacité à survivre dans l'organisme hôte et à provoquer une infection (Balthazard-Accou, 2011; Health Canada, 2019). La fonction exponentielle est généralement plus adaptée aux virus et aux protozoaires, tandis que la fonction  $\beta$ -Poisson convient mieux aux bactéries et aux helminthes (Bonnard, 2001; Tanner *et al.*, 2008; De Giudici, Guillam et Ségala, 2013). Les modèles dose-réponse sont souvent développés à partir d'essais cliniques sur des volontaires humains adultes en bonne santé ou sur des animaux (Gofti *et al.*, 1999; Bonnard, 2001; Balthazard-Accou, 2011).

Pour calculer la probabilité d'infection annuelle ( $P_{inf/an}$ ) à partir de la probabilité d'infection par exposition ( $P_{inf}$ ), l'Équation (1.3) est utilisée :

$$P_{inf/an} = (1 - P_{inf})^n \quad (1.3)$$

où  $n$  est une constante représentant le nombre d'exposition par année. Dans le cas des ÉQRM liées à l'eau potable,  $n = 365$ , car l'eau potable est généralement consommée quotidiennement tout au long de l'année.

#### 1.4.1.5 Caractérisation du risque

Cette étape utilise les données des étapes précédentes pour estimer les risques de maladies et leurs impacts socio-économiques potentiels. Les résultats de l'évaluation des risques sont présentés, classifiés selon des critères définis, et souvent comparés aux valeurs seuils de WHO (2006, 2016) et/ou de l'USEPA. Ces valeurs seuils sont respectivement de  $10^{-6}$  DALY par personne par an (WHO, 2016) et de  $10^{-4}$  par personne par an (Gofti *et al.*, 1999). La caractérisation du risque évalue également les incertitudes liées aux données utilisées ainsi que les limites de l'étude. Pour cela, des évaluations d'incertitude sont souvent effectuées à l'aide d'une simulation de Monte Carlo et/ou d'analyses de sensibilité.

Pour évaluer les risques de maladie ( $P_{ill}$ ) à partir de la probabilité d'infection ( $P_{inf}$ ), l'Équation (1.4) est employée :

$$P_{ill} = P_{inf} \times P_{ill/inf} \quad (1.4)$$

où  $P_{ill/inf}$  est une constante qui présente la probabilité qu'une infection donnée évolue en une maladie.

Pour calculer la probabilité annuelle de maladie ( $P_{ill/year}$ ), l'Équation (1.5) est employée :

$$P_{ill/year} = (1 - P_{ill})^n \quad (1.5)$$

où  $n$  correspond à la fréquence d'exposition par année.

Comme le risque d'infection, le risque de maladie par personne est souvent exprimé sans unité, mais peut être également exprimé en pourcentage ou en DALY. Pour l'exprimer en DALY, l'Équation (1.6) est employée (Sano, Haas et Rose, 2019) :

$$P_{ill} (\text{en DALY}) = P_{ill/year} \times DB_{per case} \quad (1.6)$$

$$DB = YLL + YLD \quad (1.7)$$

où :

*YLL* : *Years of Life Lost* (années de vie perdues en raison d'une mortalité prématuée);

*YLD* : *Years Lived with Disability* (années de vie vécues avec un handicap).

*DB* : *Disease Burden* (charge de morbidité, exprimé en DALY).

Le DALY (*Disability-Adjusted Life Years*) est donc une unité de mesure qui combine les années perdues en raison d'une mortalité prématuée et les années vécues avec un handicap (Kobayashi *et al.*, 2015b). Les différentes valeurs employées dans la littérature scientifique pour la « charge de morbidité » des principaux agents pathogènes sont synthétisées au Tableau 1.4.

Tableau 1.4 Synthèse des valeurs de « charge de morbidité » par personne par année (en DALYpppa) issus de la littérature pour les principaux organismes pathogènes

Pathogène	Charge de morbidité	Références
Adénovirus	0.0534	(Takeshita, Farzaneh et Dashti, 2020)
<i>A. lumbricoide</i>	0.0029	(Fuhrmann <i>et al.</i> , 2016, 2017)
<i>Campylobacter</i> spp.	0.0046	(Fuhrmann <i>et al.</i> , 2016, 2017; Kobayashi <i>et al.</i> , 2015)
<i>C. parvum</i>	0.0022	(Havelaar et Melse, 2003)
<i>E. coli</i> O157:H7	0.0547	(Havelaar et Melse, 2003; Takeshita, Farzaneh et Dashti, 2020)
Entérovirus	0.0024	(Howard <i>et al.</i> , 2007; Chacón <i>et al.</i> , 2020)
<i>G. lamblia</i>	0.0021	(Havelaar <i>et al.</i> , 2012)
Hépatite A	0.0776	(Havelaar et Melse, 2003)
Norovirus	0.0006	(Gibney <i>et al.</i> , 2014; Takeshita, Farzaneh et Dashti, 2020)
Poliovirus	0.0024	(Howard <i>et al.</i> , 2007; Chacón <i>et al.</i> , 2020)
Rotavirus	0.0032	(Fuhrmann <i>et al.</i> , 2016, 2017)
<i>Salmonella</i> spp.	0.049	(Havelaar <i>et al.</i> , 2012; Nkwatoh, Yakum et Itor, 2023)
<i>Shigella</i> spp.	0.026	(Nkwatoh, Yakum et Itor, 2023)

#### 1.4.2 Évaluation de risque microbien associés à l'assainissement autonome

Comme mentionné dans la section 1.2.2, la vidange des boues est l'une des opérations où les vidangeurs sont les plus exposés aux agents pathogènes d'origine biologique. Dans ce contexte, l'ÉRM constitue un outil pertinent pour évaluer les impacts sanitaires microbiens potentiels de cette opération. Cette section vise à réaliser un état de l'art des travaux sur l'ÉRM associées aux opérations de vidange des toilettes. Tout d'abord, les travaux sur l'évaluation quantitative des risques microbiens (ÉQRM) liés à la vidange des fosses de latrines et des toilettes écologiques sont respectivement présentés. Ensuite, les travaux portant sur l'évaluation qualitative des risques microbiens sont abordés.

#### 1.4.2.1 ÉQRM liés à la vidange des fosses de latrines

Les opérations de vidange des fosses de latrine remplies de boues fécales exposent les vidangeurs à divers organismes pathogènes tels que les helminthes, les protozoaires, les virus et les bactéries. Seules deux travaux de recherche d'ÉQRM ont pu être répertoriés sur le sujet (Fuhrimann *et al.*, 2016; Sklar *et al.*, 2021). Cette sous-section vise à présenter ces travaux.

Fuhrimann *et al.* (2016) ont mené des travaux en Ouganda pour évaluer quantitativement les risques sanitaires microbiens associés à diverses activités professionnelles et récréatives à proximité de la station d'épuration de Kampala, incluant l'assainissement. Les groupes de travailleurs de l'assainissement examinés étaient constitués de 90 employés d'une station d'épuration et de 141 vidangeurs. Les chercheurs ont considéré sept agents pathogènes de référence : *Campylobacter* spp., *Escherichia coli* O152:H12, *Salmonella* spp., norovirus, rotavirus, *Cryptosporidium* spp. et *Ascaris lumbricoides*. Cependant, seuls les coliformes fécaux, *E. coli*, *Salmonella* spp. et *Ascaris* spp. ont fait l'objet d'analyses microbiologiques directs. Pour estimer la concentration des autres pathogènes, ils ont utilisé des ratios issus de la littérature scientifique, basés sur la concentration d'*E. coli* (Haas, Rose et Gerba, 1999; Soller *et al.*, 2010; Hynds, Gill et Missbear, 2014). Les travaux ont mis en œuvre cinq scénarios d'exposition, dont un concernant les travailleurs de l'assainissement. Dans ce scénario, 70 % des travailleurs portaient régulièrement des équipements de protection individuelle (ÉPI) et ils travaillaient en moyenne 312 jours par an. L'ingestion accidentelle estimée est de 1 à 5 mL de boues par jour de travail, soit 10 fois moins que pour les travailleurs sans ÉPI.

Les résultats ont révélé un risque de maladie de  $4 \times 10^{-2}$  DALY par personne par an (pppa) pour les travailleurs de l'assainissement, dépassant largement le seuil de risque acceptable de WHO (2006, 2016), c'est-à-dire  $10^{-6}$  DALY<sub>pppa</sub>. Pour atténuer ces risques, Fuhrimann *et al.* (2016) recommandent de former les vidangeurs à la reconnaissance des risques sanitaires et à l'utilisation efficace des ÉPI. Ils proposent également la mise en place de campagnes biannuelles d'hygiène et de déparasitage.

Sklar *et al.* (2021) ont réalisé des travaux au Rwanda, analysant les risques microbiens associés aux activités des travailleurs de l'assainissement. Leurs travaux portaient sur le processus de

collecte et de transformation des boues fécales provenant de latrines et de fosses septiques en combustible. Lorsque ces fosses sont pleines, des prestataires de services les vident en pompant les boues fécales et les transportent par camion vers une installation où elles sont converties en combustible solide de qualité industrielle. Douze travailleurs ont été échantillonnés lors de l'exécution de l'un des deux types de tâches dans le processus de transformation des boues en combustible : (i) les tâches de collecte des boues et (ii) les tâches de traitement des boues dans l'installation de transformation en combustible. Leurs travaux ont porté sur quatre agents pathogènes : le coliformes totaux, *l'Escherichia coli*, l'adénovirus et le *Cryptosporidium* spp. Les chercheurs ont utilisé la méthode qPCR ainsi que la méthode de culture pour détecter ces agents dans les fèces. Ils ont mis en place un scénario d'ingestion basé sur le contact main-à-bouche observé pendant une période de 8 heures de travail. Pour évaluer les incertitudes associées à la probabilité de maladie, ils ont réalisé une simulation Monte Carlo comprenant 10 000 itérations. Les résultats révèlent que le risque d'infection par l'adénovirus est particulièrement élevé ( $5.00 \times 10^{-1}$  et  $2.30 \times 10^{-1}$  respectivement pour les tâches de collecte et de traitement de boues dans l'installation de transformation), tandis que le risque d'infection par le *Cryptosporidium* spp. est mineur ( $9.30 \times 10^{-4}$  et  $4.60 \times 10^{-3}$  respectivement pour les tâches de collecte et de traitement de boues).

Sklar *et al.* (2021) recommandent plusieurs interventions pour contrôler l'exposition des travailleurs aux boues fécales. Étant donné que l'élimination et la substitution ne sont pas réalisables dans ce contexte, les auteurs suggèrent de prioriser les contrôles d'ingénierie, tels que l'enclosure et l'automatisation des processus nécessitant une manipulation ou un contact étroit avec les boues. Les contrôles administratifs, notamment l'éducation sur la voie fécale-orale et la mise en place de programmes d'hygiène en milieu de travail, peuvent également contribuer à prévenir les expositions professionnelles. Enfin, pour protéger les travailleurs, l'utilisation adéquate d'ÉPI, correctement portés, stockés et remplacés à intervalles réguliers, est recommandée pour prévenir l'exposition et les maladies chez les travailleurs de l'assainissement.

#### 1.4.2.2 ÉQRM liés à la vidange de toilettes écologiques

Seulement deux travaux de recherche utilisant la méthodologie d'ÉQRM ont été recensés dans la littérature scientifique concernant la vidange de toilettes écologiques ou *EcoSan* (Kumwenda *et al.*, 2017; Bischel *et al.*, 2019).

Kumwenda *et al.* (2017) ont réalisé une ÉQRM afin de déterminer les risques sanitaires associés à l'utilisation de toilettes écologiques (*EcoSan*) au Malawi, notamment la *Fossa Alterna* et la toilette sèche à dérivation d'urine. Les pathogènes pris en compte comprenaient l'*Escherichia coli*, le *Salmonella* et les helminthes (*Ascaris lumbricoides*, *Trichuris trichiura*, ténia et ankylostomes). Les principales voies d'exposition identifiées étaient la mauvaise conservation des boues fécales, la contamination des aliments lors du séchage, la marche pieds nus sur le sol contaminé par les boues fécales, la vidange des fosses sans équipement de protection individuelle (ÉPI) et l'épandage des boues dans les champs. Les résultats ont révélé des niveaux de risque d'infection annuels élevés chez les vidangeurs des deux types de toilettes pour tous les pathogènes considérés. En effet, pour la *Fossa Alterna*, le risque d'infection annuel variait de  $1.00 \times 10^{-1}$  à 1.00, selon le pathogène considéré, et pour la toilette sèche à dérivation d'urine, le risque d'infection variait de  $8.90 \times 10^{-2}$  à 1.00, selon le pathogène considéré. Ces risques d'infection dépassent largement le seuil de  $10^{-4}$  par personne par année fixé par l'USEPA et l'OMS.

Pour atténuer ces risques sanitaires, Kumwenda *et al.* (2017) recommandent aux promoteurs des latrines *EcoSan* de plaider en faveur de directives strictes sur l'utilisation des boues d'*EcoSan*. Ils recommandent également aux utilisateurs d'entreposer correctement leurs boues fécales, d'interdire aux enfants de jouer là où les boues sont entreposées et d'utiliser des ÉPIs lors de la vidange des fosses et de l'application des boues dans les jardins.

Bischel *et al.* (2019) ont par ailleurs mené des travaux en Afrique du Sud, évaluant les risques microbiens auxquels sont exposés les vidangeurs de toilettes sèches à dérivation d'urine lors de la collecte d'urine et de la production de struvite, utilisée comme engrais. Deux agents pathogènes de référence ont été pris en compte : le rotavirus et *Shigella* spp. La méthode qPCR a servi à détecter ces agents pathogènes dans l'urine. Ils ont élaboré un scénario de risque basé

sur le contact entre les mains et des fomites contaminés, suivi d'une transmission main-bouche. Les fomites étudiés comprenaient : le réservoir de stockage d'urine, les conteneurs en plastique pour le transport d'urine (*jerrycans*), les portes et poignées de véhicules, le siège, l'uniforme, la tuyauterie de la pompe, ainsi que les composants solides du réacteur.

Les résultats ont révélé un risque médian d'infection annuel par le rotavirus de  $1.60 \times 10^{-1}$  pour la collecte d'urine et de  $1.60 \times 10^{-2}$  pour la production de struvite. En ce qui concerne *Shigella* spp., le risque d'infection est de  $1.40 \times 10^{-3}$  pour la collecte d'urine et de  $1.40 \times 10^{-4}$  pour la production de struvite. Ces résultats indiquent un risque d'infection plus élevé lors de la collecte d'urine que lors de la production de struvite. Ces risques dépassent la valeur seuil fixée par l'USEPA, équivalente à  $10^{-4}$  par personne par année.

Pour atténuer ces risques, Bischel *et al.* (2019) recommandent de mettre en place des interventions telles que la collecte au moment où la contamination par les matières fécales est minimale et l'entreposage avec des méthodes appropriées comme l'ajout de chaux. La collecte régulière dans les installations sanitaires à base communautaire est essentielle pour encourager une utilisation adéquate des toilettes et minimiser les coûts de collecte. Les vidangeurs doivent être formés et équipés d'ÉPIs pour limiter leur exposition aux contaminants lors de la collecte et du transport de l'urine, en particulier en contrôlant l'accès aux contenants de transport d'urine contaminée et en renforçant les mesures d'hygiène dans les véhicules de collecte.

#### **1.4.2.3 Travaux de nature qualitative sur les risques microbiens liés à la vidange manuelle**

Cette sous-section vise à présenter cinq travaux de recherche de nature qualitative jugés pertinents concernant les risques sanitaires microbiens liés à la vidange de fosses (Stenström *et al.*, 2011; Smith, 2014; Chumo *et al.*, 2021; Gautam *et al.*, 2021; Tsai, Wilson et de los Reyes, 2022).

Stenström *et al.* (2011), s'appuyant sur les travaux de Eales (2005), ont évalué les risques sanitaires microbiens associés à la vidange manuelle des fosses, notamment dans le bidonville de Kibera à Nairobi, au Kenya. Les auteurs soulignent que les vidangeurs manuels, souvent contraints de travailler de nuit à la lumière de torches, sont exposés à des risques sanitaires

importants. Ils doivent parfois se tenir dans des fosses, immergés jusqu'aux genoux dans les excréments humains, sans équipement de protection adéquat. Certains improvisent en utilisant des sacs en plastique pour couvrir leurs mains, ce qui augmente leur vulnérabilité face aux blessures causées par des objets tranchants comme du verre ou du métal dans les boues. Le processus de vidange est rudimentaire : après avoir versé du pétrole dans la fosse pour atténuer les odeurs, les travailleurs utilisent un seau attaché à une corde pour extraire les boues, qui sont ensuite transférées dans des fûts de 100 L. Ces fûts sont d'abord transportés manuellement sur des distances de 50 à 100 m jusqu'à un chariot manuel, qui sert ensuite à évacuer les boues vers des égouts, des cours d'eau ou des stations de traitement mécanique. La manipulation de boues solidifiées, devenues aussi dures que du béton et nécessitant parfois des pelles pour être extraites, est particulièrement éprouvante.

Les chercheurs insistent sur le fait que le niveau de risques pour les vidangeurs manuels à Kibera est particulièrement élevé. Ces risques incluent une exposition directe à des agents pathogènes, tels que les bactéries, les parasites, ainsi que divers virus. Les travailleurs sont exposés par contact avec les matières fécales, inhalation de bioaérosols, et blessures causées par des objets tranchants dans les fosses. L'absence d'équipement de protection et les conditions de travail précaires exacerbent les risques d'infection et de maladies, telles que la diarrhée, la fièvre typhoïde, et les infections parasitaires.

Pour atténuer ces risques, Stenström *et al.* (2011) recommandent plusieurs mesures de mitigation, notamment :

- le port d'équipements de protection individuelle (gants, bottes en caoutchouc, combinaisons étanches, masques) pour réduire l'exposition directe;
- la formation des travailleurs aux bonnes pratiques d'hygiène (lavage des mains après le travail, utilisation correcte des équipements, manipulation sécurisée des boues);
- l'amélioration des équipements de vidange, notamment l'introduction de pompes manuelles ou motorisées adaptées aux conditions locales;
- l'amélioration des infrastructures locales, avec l'ajout de systèmes de transport motorisés ou de stations de traitement de proximité pour réduire les risques de contamination et faciliter l'évacuation des boues.

Smith (2014) a effectué des travaux en Haïti au sein de l'ONG américaine *Sustainable Organic Integrated Livelihoods* (SOIL), dans le cadre de son mémoire de baccalauréat en anthropologie à *Reed College*, aux États-Unis. Ses travaux mettent en lumière l'activité professionnelle des vidangeurs manuels, communément appelés *bayakous* en Haïti. Pour cela, il a interviewé huit *bayakous* ainsi que d'autres professionnels du secteur de l'assainissement en Haïti afin de recueillir les informations nécessaires. À l'instar de Neiburg et Nicaise (2010), Smith (2014) décrit les *bayakous* comme des vidangeurs manuels souvent informels, travaillant en groupes de trois personnes : (i) le « boss » qui descend dans les fosses, généralement ivre, complètement nu et souvent immergé jusqu'au cou dans les excréments; (ii) le « démarcheur » chargé de trouver des contrats, de négocier avec les clients et d'organiser le paiement; et (iii) le « majo » qui accompagne le *boss*, mais reste à l'extérieur de la fosse avec une torche pour éclairer et tirer le sceau rempli d'excreta de la fosse pour le décharger dans un fût (*drum*). Selon Smith (2014), les fosses étant souvent remplies d'objets piquants et coupants, le risque de blessure est élevé, d'autant plus que le *boss* travaille généralement sans ÉPI. En cas de blessure, ils cautériseraient leurs plaies avec une bougie et ils retourneraient travailler. Smith (2014) affirme que les *bayakous* ont tendance à avoir une courte espérance de vie, étant exposés à de nombreuses maladies telles que la fièvre, le paludisme, le choléra, les helminthiases et les affections cutanées.

Chumo *et al.* (2021) ont mené de travaux de type qualitatif au Kenya sur les risques sanitaires auxquels sont exposés les vidangeurs manuels. Ils ont recueilli des données à travers 24 entretiens approfondis, 27 groupes de discussion avec des vidangeurs, ainsi que des entretiens avec six responsables de comté en charge de l'assainissement. Leurs résultats présentent de nombreuses similitudes avec ceux de Smith (2014). Comme dans les travaux de Smith (2014), Chumo *et al.* (2021) ont constaté que les vidangeurs manuels travaillent souvent de nuit, pénètrent dans les fosses en étant parfois ivres pour atténuer l'effet des odeurs, et sont fréquemment blessés par des objets coupants et piquants présents dans les fosses. De plus, ils continuent de travailler même en étant blessés, augmentant ainsi leurs risques sanitaires.

Les chercheurs notent également que les vidangeurs manuels sont souvent affectés par des maladies telles que le choléra, la diarrhée, des maux de tête, des vomissements, des affections

cutanées et des furoncles. Cependant, contrairement aux *bayakous* décrits par Smith (2014), les vidangeurs manuels étudiés par Chumo *et al.* (2021) manquent d'ÉPI, mais ne travaillent pas nus. Chumo *et al.* (2021) soulignent aussi que les conditions de travail précaires des vidangeurs kenyans sont comparables à celles de leurs homologues en Ouganda, en Inde et au Ghana.

Les chercheurs recommandent la mise en place de mesures drastiques pour améliorer les conditions de travail des vidangeurs manuels. Ils suggèrent de les intégrer aux services publics d'eau ou de les encourager à travailler dans le secteur privé en tant que prestataires de services. Les chercheurs soulignent également l'importance de considérer la vidange comme une opportunité d'emploi pour les jeunes des zones urbaines défavorisées, et proposent de la traiter comme une entreprise pour dignifier cette profession. Ils appellent les parties prenantes de l'assainissement à collaborer pour garantir la santé, la sécurité et la dignité des vidangeurs manuels, notamment en offrant un accès subventionné aux examens de santé, aux traitements et aux vaccins appropriés. Enfin, les auteurs suggèrent de s'inspirer des innovations en Afrique du Sud, où un modèle de sous-traitance employant des vidangeurs manuels équipés de protections adéquates a été mis en place pour assurer une élimination sûre des boues de vidange.

Gautam *et al.* (2021) ont mené des travaux en Inde sur les risques sanitaires microbiens associés à la vidange des boues fécales. Leurs travaux avaient comme objectif d'analyser les pratiques de vidange et d'identifier les préoccupations en matière de sécurité et de santé pour les vidangeurs. Pour ce faire, ils ont utilisé une méthodologie de collecte d'informations basée sur la recherche documentaire, des entretiens avec 26 parties prenantes, comprenant des travailleurs de l'assainissement, des propriétaires de services d'assainissement et des chauffeurs de camions de vidange, ainsi que des entrevues avec 14 experts travaillant dans les domaines de la santé, de la justice et de l'administration municipale et nationale. Les résultats obtenus révèlent que les vidangeurs appartenant majoritairement à une caste (ou petite communauté marginalisée) appelée *Dalits*. Cette caste est généralement composée d'hommes, avec une participation minimale des femmes. Les vidangeurs travaillent souvent sans ÉPI adéquat, ce qui les expose à des risques sanitaires élevés, notamment :

- l'inhalation de gaz nocifs lors des opérations de vidange, provenant généralement des produits chimiques utilisés pour nettoyer les latrines. Des incidents rapportés par India Times (2019) et NewsClick (2019) ont mis en lumière des cas de pertes de conscience et de décès par chute des vidangeurs à cause de l'inhalation de ces gaz;
- le contact direct avec les boues, entraînant souvent des infections cutanées, la diarrhée, des infections parasitaires et des problèmes musculo-squelettiques chez les vidangeurs;
- les blessures physiques à l'intérieur de la fosse, en raison d'objets tranchants tels que du verre et des rasoirs dans la boue, aggravées par l'absence d'ÉPI.

Pour atténuer ces risques sanitaires, Gautam *et al.* (2021) recommandent plusieurs mesures, notamment :

- la promotion de la vidange mécanique en éliminant la descente manuelle dans les fosses, en construisant des toilettes et/ou des fosses septiques plus standardisées et accessibles;
- l'utilisation de techniques d'ingénierie pour faciliter la vidange, telles que la liquéfaction des boues, le retrait des matériaux obstruant l'aspiration et l'aération des fosses pour éliminer les gaz nocifs;
- le port d'ÉPI pendant les opérations de vidange;
- des campagnes de sensibilisation pour promouvoir des pratiques d'assainissement plus sûres;
- la mise en place de contrôles de sécurité et de santé au travail efficaces.

Tsai, Wilson et de los Reyes (2022) ont quant à eux mené des travaux de nature semi-quantitative sur le risque microbien associé à la vidange de latrines. Leur méthodologie repose sur des observations directes, des entrevues et l'utilisation de photographies et de vidéos, principalement en Zambie, mais aussi au Kenya, en Tanzanie et en Inde. Ils ont utilisé les scores de risque ( $R$ ) proposés par WHO (2015) pour l'évaluation semi-quantitative de risque microbien, calculés en multipliant la magnitude ( $M$ ) par la probabilité ( $L$ ). Les scores de risque ont été classés en fonction du niveau de risque.

Les résultats obtenus indiquent que la vidange manuelle des latrines à fosse est une tâche salissante et exigeante physiquement et mentalement, exposant les travailleurs à des risques élevés, notamment en raison de la génération d'aérosols fécaux. Pour réduire ces risques, les chercheurs recommandent notamment de fournir une formation supplémentaire pour minimiser les contacts faciaux, de mettre l'accent sur le lavage des mains et de réduire les perturbations mécaniques des boues pendant la vidange, de désinfecter les mains et les vêtements avant d'entrer et de sortir du camion de vidange, et le port d'ÉPI.

En conclusion, les travaux analysés convergent vers un même constat : les vidangeurs sont exposés à des risques sanitaires considérables. Pour atténuer ces risques, la recommandation principale est l'utilisation systématique d'ÉPI. Cependant, les chercheurs vont au-delà de cette mesure et proposent une approche multidimensionnelle pour améliorer la situation : (i) favoriser la vidange mécanique pour éviter la descente dans les fosses, en concevant des toilettes et des fosses septiques plus standardisées et accessibles; (ii) promouvoir des campagnes d'information pour sensibiliser le public à des pratiques d'assainissement plus sûres et responsables; et (iii) mettre en œuvre des réformes pour améliorer les conditions de travail des vidangeurs manuels.

## **1.5 État de l'art des travaux combinant l'ACV et l'ÉQRM dans l'évaluation des infrastructures d'eau potable et d'assainissement**

En raison de sa nature multicritère et holistique, l'ACV est largement reconnue comme un outil privilégié pour évaluer les impacts sanitaires et environnementaux potentiels d'un produit, d'un service ou d'un système donné (Kobayashi *et al.*, 2015b). Cependant, elle ne prend pas en compte le risque sanitaire d'origine microbienne. Ainsi, une évaluation environnementale exhaustive des systèmes de gestion d'eau, d'assainissement et d'hygiène (WASH) nécessite l'intégration d'un autre outil prenant en compte le risque microbien (Harder *et al.*, 2014; Heimersson *et al.*, 2014; Kobayashi *et al.*, 2015a), d'où l'importance d'utiliser l'ACV et l'ÉQRM lors de l'évaluation environnementale des infrastructures d'eau potable et d'assainissement. Cette utilisation peut être réalisée de deux manières :

- 1- Séparément, où l'ACV et l'ÉQRM sont utilisés comme outils complémentaires.

- 2- En intégrant l'ÉQRM dans l'ACV comme une catégorie d'impact intermédiaire, au même titre que la toxicité humaine (Harder, Schoen et Peters, 2015).

L'utilisation de DALY comme unité de mesure de la « charge de morbidité » à la fois dans l'ACV et l'ÉQRM rend cette intégration possible (Harder *et al.*, 2014; Kobayashi *et al.*, 2015; Kobayashi, 2016). Cette section vise à réaliser un état de l'art des travaux de recherche utilisant à la fois l'ACV et l'ÉQRM, qu'ils soient employés séparément ou de manière intégrée, dans l'évaluation environnementale des infrastructures d'eau potable, d'assainissement et d'hygiène.

Aramaki, Galal et Hanaki (2006) ont combiné l'ÉQRM et l'ACV pour quantifier les risques sanitaires liés aux systèmes d'eaux usées urbaines. L'ÉQRM a été utilisée pour quantifier la réduction des risques microbiens causés par le *Campylobacter*, le *Cryptosporidium* et le rotavirus dans l'eau potable d'une communauté en aval, avec et sans système de traitement des eaux usées en amont. L'ACV a évalué les impacts sanitaires de la construction et du fonctionnement du système de traitement en amont, en tenant compte de la consommation de ciment, d'acier, de transport et d'électricité. L'unité fonctionnelle était le traitement de 1.00 m<sup>3</sup> d'eau usées. Les résultats ont montré que l'installation d'un système de traitement des eaux usées réduirait le risque de 55 DALY/an pour la communauté en aval, mais augmenterait les risques globaux de 1.90 à 22 DALY/an selon la source de production d'électricité, principalement en raison des émissions de particules, d'oxydes d'azote/soufre et de chrome.

Anastasopoulou *et al.* (2018) ont comparé la toilette à nano-membrane (TNM) aux toilettes conventionnelles comme les toilettes à chasse d'eau (WC) et les toilettes sèches à séparation d'urine (TSSU), en utilisant l'ÉQRM et l'ACV pour évaluer l'impact sur la santé humaine. L'unité fonctionnelle était définie comme « la fourniture d'un service sanitaire pour la défécation quotidienne d'un ménage de 10 adultes en Afrique du Sud ». Les pathogènes considérés incluaient l'*E. coli* entérotoxinogène, le *Shigella* spp., le *Cryptosporidium* spp., le norovirus et le rotavirus. La TNM est une toilette autonome et sans eau, utilisant une membrane spéciale pour séparer les solides des liquides. Les solides sont séchés et incinérés, produisant une cendre stérile, tandis que les liquides sont traités pour éliminer les pathogènes. Ce système innovant offre une gestion efficace des résidus, réduit les risques sanitaires, et peut générer de

l'électricité, le rendant idéal pour les zones rurales sans infrastructures sanitaires traditionnelles (Anastasopoulou *et al.*, 2018; Jurado *et al.*, 2018; Kolios *et al.*, 2018). Les résultats de l'ACV ont montré que la TSSU permettait d'atteindre la meilleure performance environnementale, suivie par la TNM et la WC. Cependant, en intégrant les résultats de l'ÉQRM, la TNM surpassait les autres en termes de réduction de l'impact sur la santé humaine, notamment en diminuant les risques de transmission de pathogènes. Dans l'ensemble, la TSSU s'est révélé être la plus performante, principalement en raison des crédits environnementaux associés à l'utilisation de l'urine et du compost comme engrais, tandis que le WC affichait la plus faible performance. Ces résultats soulignent l'importance de considérer les risques pathogènes dans l'évaluation des impacts environnementaux des systèmes sanitaires.

Takeshita, Farzaneh et Dashti (2020) ont évalué les impacts environnementaux et sanitaires potentiels du traitement biologique des eaux usées de l'industrie de transformation du poisson en Indonésie. Ils ont utilisé une méthodologie combinant l'analyse environnementale du cycle de vie (AECV), l'analyse des coûts du cycle de vie (ACCV) et l'ÉQRM. L'unité fonctionnelle était le traitement de 1.00 m<sup>3</sup> d'eau usées et les pathogènes considérés étaient l'*E. coli* O157:H7, le *Salmonella* spp., le *Campylobacter* spp., le rotavirus, l'adénovirus, le norovirus, le *Cryptosporidium parvum* et le *Giardia* spp. Neuf scénarios combinant différentes technologies de traitement primaire, secondaire et tertiaire sont évalués, incluant la clarification primaire chimique améliorée (CEPC), la boue activée aérobiose (AS), le réacteur anaérobiose à lit de boue (UASB), l'ultrafiltration (UF) et l'osmose inverse (RO).

Les résultats ont révélé que :

- la pollution atmosphérique et les émissions gazeuses liées à la consommation d'électricité présentent les impacts environnementaux les plus significatifs dans tous les scénarios;
- parmi les meilleurs scénarios, le Scénario 8 (CEPC + UASB + UF + RO) se distingue par sa capacité à réduire les dommages totaux grâce à l'utilisation du biogaz pour la production d'électricité;
- le Scénario 4 (CEPC + AS + RO) est le pire en termes d'impacts, en raison de la forte consommation d'électricité et du faible taux d'élimination des pathogènes.

Ces résultats soulignent les avantages de la combinaison de l'ultrafiltration, de l'osmose inverse et de la récupération du biogaz pour minimiser les dommages globaux dans l'industrie de la pêche en Indonésie.

Romeiko (2020) a conduit des travaux comparatifs des infrastructures d'eau potable et d'assainissement, en évaluant leur impact sanitaire potentiel à l'aide de l'ACV et de l'ÉQRM. Trois systèmes d'assainissement ont été examinés : (i) un système centralisé conventionnel, (ii) un système décentralisé avec fosse septique et compostage, et (iii) un système décentralisé avec toilettes à séparation d'urine. L'unité fonctionnelle était la demande annuelle en services d'eau et d'assainissement de la ville de Falmouth. Les pathogènes de référence incluaient le *Campylobacter jejuni*, le *Cryptosporidium* spp., l'*E. coli* O157:H7 et le norovirus. Les résultats ont démontré que le système centralisé (de  $5.10 \times 10^{-2}$  à  $6.30 \times 10^{-2}$  DALY/an pour le 5<sup>e</sup> et le 95<sup>e</sup> percentile respectivement) avait un impact plus élevé que les deux systèmes décentralisés. Celui avec fosse septique et compostage totalisait de  $2.10 \times 10^{-2}$  à  $3.20 \times 10^{-2}$  DALY/an, tandis que celui avec toilettes à séparation d'urine totalisait de  $1.70 \times 10^{-2}$  à  $2.80$  DALY/an. D'un point de vue sanitaire, les impacts sur les cancers et les maladies non-cancéreuses représentaient environ 95 % des impacts sanitaires totaux, les risques microbiens étant associés aux 5 % restants.

Bhatt *et al.* (2023) ont quant eux adopté une approche intégrée d'ACV et d'ÉQRM pour évaluer une station de traitement des eaux usées à Roorkee, en Inde. Leurs travaux visaient à fournir une évaluation holistique intégrant les impacts environnementaux et les risques sanitaires microbiens, afin d'orienter les choix en matière de traitement des eaux usées et de mettre en place des réglementations pour la réutilisation sécurisée de l'eau traitée. L'unité fonctionnelle était le traitement de 1.00 m<sup>3</sup> d'eau usées, avec comme pathogènes considérés l'*E. coli* O157:H7, le *Giardia* spp., le norovirus, l'adénovirus et le SARS-CoV-2. Les résultats de l'ACV ont identifié une consommation élevée d'électricité (environ 576 kWh par jour) comme principal facteur de charge environnementale. L'évaluation à l'aide de l'ACV a abouti à un résultat de  $10^{-2}$  DALY par personne par an (pppa) en termes d'impacts sur la santé humaine. Le modèle d'ÉQRM a révélé un risque sanitaire cumulé de  $7.00 \times 10^{-2}$  DALY<sub>pppa</sub>, les risques microbiens contribuant à 86.0 % des impacts sanitaires totaux. Les adénovirus et norovirus

présentaient les probabilités annuelles de maladie les plus élevées, suivis par le SARS-CoV-2, l'*E. coli* O157:H7 et le *Giardia* spp. Les chercheurs ont souligné l'importance de cette approche intégrée pour la gestion urbaine de l'eau et pour éclairer les décisions stratégiques en matière de traitement des eaux usées.

Lors de travaux plus récents, Bhatt *et al.* (2024) ont utilisé une méthodologie similaire d'ACV et d'ÉQRM pour comparer l'impact environnemental d'un système de traitement des eaux usées par phyto-épuration utilisant des microalgues avec celui d'un traitement conventionnel par désinfection aux ultraviolets (UV). L'unité fonctionnelle était également de 1.00 m<sup>3</sup> d'eaux usées traitées, avec comme pathogènes considérés l'*E. coli* O157:H7 et l'adénovirus. Les résultats ont montré que la consommation d'électricité pour la culture des microalgues constituait un enjeu environnemental majeur. Parmi les scénarios de valorisation de la biomasse de microalgues, la production de « pétrole biosourcé » (*Biocrude*) s'est avérée avoir les impacts les plus faibles. En termes de risques microbiens, le système de traitement des eaux usées par phyto-épuration ( $5.30 \times 10^{-2}$  DALY<sub>pppa</sub>) présentait des risques légèrement inférieurs à ceux du traitement conventionnel par UV ( $10^{-2}$  DALY<sub>pppa</sub>). En matière de récupération des ressources, le « pétrole biosourcé » a été identifié comme l'option la plus durable pour la valorisation de la biomasse de microalgues, suivie par le biodiesel et le biogaz. Les chercheurs ont conclu que les évaluations intégrées (ACV + ÉQRM) étaient essentielles pour guider les décisions des parties prenantes dans la gestion des eaux usées et pour promouvoir une gestion durable des ressources en eau.

La plupart des travaux de recherche examinés ont utilisé comme unité fonctionnelle le traitement de 1.00 m<sup>3</sup> d'eaux usées. Les pathogènes de référence considérés comprennent généralement :

- pour les bactéries, le *E. coli* O157:H7, le *Campylobacter* spp., le *Salmonella* spp. et le *Shigella* spp.;
- pour les protozoaires, le *Cryptosporidium* spp. et le *Giardia* spp.;
- pour les virus, le norovirus, le rotavirus, l'adénovirus et le SARS-CoV-2.

Les chercheurs recommandent unanimement l'utilisation de l'approche intégrée ACV + ÉQRM, jugée indispensable pour une gestion efficace et durable des infrastructures d'eau potable et d'assainissement.

## **1.6 Positionnement de la recherche**

Cette revue de littérature a permis de situer la recherche dans son contexte et d'identifier les lacunes existantes dans le domaine de l'assainissement autonome. D'abord, les concepts relatifs aux boues fécales et leurs paramètres caractéristiques ont été définis et décrits. Les principales filières et technologies d'assainissement autonome ont également été présentées. Ensuite, une synthèse des travaux scientifiques antérieurs portant sur l'ACV et/ou l'ÉQRM en lien avec l'assainissement autonome a été effectuée, accompagnée de la présentation d'études qualitatives pertinentes sur les risques sanitaires microbiens. Cette analyse a révélé certaines lacunes dans la littérature scientifique concernant l'ACV et l'ÉQRM appliquées aux filières d'assainissement autonome et a ainsi servi de base à la formulation de la problématique de recherche de cette thèse. Cette section vise à : (i) formuler la problématique de recherche, (ii) présenter les hypothèses de recherche, et (iii) définir l'objectif général de la recherche ainsi que les objectifs spécifiques.

### **1.6.1 Problématique**

La revue de littérature a mis en évidence plusieurs lacunes dans les connaissances actuelles concernant l'ACV et/ou l'ÉQRM appliquées aux filières d'assainissement autonome. En effet, les rares travaux d'ACV identifiés dans la littérature scientifique se focalisent exclusivement sur un maillon de la filière. Certains se concentrent uniquement sur les technologies d'accès à l'assainissement, c'est-à-dire les toilettes (Anastasopoulou *et al.*, 2018a; Rodrigues *et al.*, 2021), tandis que d'autres se focalisent sur les technologies de traitement (Moni Silva *et al.*, 2023; Uggetti *et al.*, 2011; Mohammadi et Fataei, 2019; Thompson *et al.*, 2022; Flores *et al.*, 2019). Seules trois travaux de recherche ont examiné tous les maillons de la filière d'assainissement autonome (Gao *et al.*, 2017; Kulak *et al.*, 2017; Anastasopoulou *et al.*, 2018b). Cependant, ces travaux présentent des limitations importantes, car ils sont principalement axés sur les filières d'assainissement collectif et comportent un scénario représentant une filière d'assainissement autonome, utilisé à titre de comparaison.

Les travaux de Kulak *et al.* (2017) ne comportent qu'un seul scénario d'assainissement autonome, qui associe une toilette de type *Fossa Alterna* (voir section 1.2.1.2) à un biodigesteur. Quant aux travaux de Anastasopoulou *et al.* (2018) et Gao *et al.* (2017), ils ne considèrent chacune qu'un scénario d'assainissement autonome comprenant une toilette sèche à séparation d'urine reliée à un composteur.

Les travaux d'ÉQRM associés aux toilettes à compost sont particulièrement rares. Les quelques travaux identifiés présentent des limites significatives. Ils se concentrent soit sur des toilettes à compost différentes de celles utilisées en Haïti (Kumwenda *et al.*, 2017), soit exclusivement sur la valorisation de l'urine provenant de toilettes sèches à dérivation d'urine, plutôt que sur les boues fécales (Bischel *et al.*, 2019), ou ils examinent uniquement l'épandage des boues issues de toilettes à compost (Schonning *et al.*, 2007; Darimani *et al.*, 2015).

Concernant les travaux d'ÉQRM associés à la vidange des fosses de latrines, la revue de littérature a montré que la vidange manuelle pratiquée par les *bayakous* en Haïti constitue un cas unique. Ces vidangeurs pénètrent complètement nus dans les fosses septiques et/ou toilettes, où ils peuvent être immergés jusqu'au cou (Smith, 2014; Lozano-Gracia et Lozano, 2017; World Bank *et al.*, 2019). Une telle pratique n'a été identifiée nulle part ailleurs. Pourtant, aucun travail d'évaluation quantitative de risque sanitaire microbien lié à cette pratique n'a été repéré dans la littérature scientifique.

Bien que d'autres formes de vidange manuelle existent ailleurs, les travaux d'ÉQRM sur ces pratiques sont inexistant. Les travaux réalisés au Rwanda par Sklar *et al.* (2021) se sont concentrés sur des travailleurs utilisant des pompes et des camions pour la vidange, tandis que les travaux de Fuhrmann *et al.* (2016) en Ouganda ont inclus des travailleurs de l'assainissement sans se focaliser spécifiquement sur la vidange manuelle.

En résumé, les principales lacunes identifiées dans la littérature scientifique sont les suivants :

- l'absence de travaux d'ÉQRM spécifiques au contexte haïtien concernant la gestion de boues fécales : (i) absence d'ÉQRM liées à l'utilisation de la toilette sèche à

litière biomaîtrisée, et (ii) absence d'ÉQRM associées à la vidange manuelle des fosses de latrines en Haïti et à travers le monde;

- le manque de travaux d'ACV appliquées aux filières d'assainissement autonome qui prennent en compte le cycle de vie complet de l'intégralité de la filière. Or, la gestion des boues de vidange doit être abordée de manière holistique, englobant l'ensemble de la filière (Gabert *et al.*, 2018).

Ces lacunes soulignent la nécessité de réaliser des travaux de recherche approfondis sur l'ACV et l'ÉQRM appliquées aux filières d'assainissement autonome, en particulier dans le contexte spécifique d'Haïti, d'où les questions de recherche suivantes :

- comment développer une méthodologie d'ÉQRM liée à l'utilisation des toilettes sèches à litière biomaîtrisée dans le contexte haïtien?
- comment concevoir et réaliser une ÉQRM associée à la pratique de vidange manuelle des fosses de latrine en Haïti, en tenant compte des conditions locales et des pratiques existantes?
- comment développer et mettre en œuvre une ACV comparative exhaustive des filières et technologies d'assainissement utilisées dans les pays à faible revenu, dont Haïti, en intégrant tous les maillons de ces filières?

Ces questions visent à contribuer à combler les lacunes identifiées dans la littérature scientifique et à fournir des informations essentielles pour améliorer la gestion de l'assainissement autonome en Haïti et dans les pays présentant des réalités socio-économiques et climatiques similaires. L'accent est mis sur les potentiels impacts sanitaires et environnementaux qui y sont associés.

### **1.6.2 Hypothèses**

Pour répondre aux questions de recherche, les quatre hypothèses suivantes ont été formulées.

Hypothèse 1. L'utilisation de la toilette sèche à litière biomaîtrisée dans les systèmes d'assainissement autonome réduit significativement les impacts sanitaires (toxicité humaine, infection oro-fécale, etc.) et

environnementaux (émissions de GES, consommation d'eau, eutrophisation, contamination des sols et des eaux souterraines, etc.) par rapport à la latrine VIP et à la toilette à chasse d'eau. Cette réduction est conditionnée par l'application de pratiques conformes aux normes hygiéniques et sanitaires lors du transport et du compostage des boues, dans des contextes tropicaux à faibles revenus.

- Hypothèse 2. Les *bayakous* (vidangeurs manuels de fosses de latrines) sont exposés à des concentrations élevées de pathogènes microbiens (bactéries, virus, protozoaires, helminthes) lors des opérations de vidange, augmentant significativement leur risque d'infections et de maladies oro-fécales. Cette exposition constitue également un risque pour la santé publique, en raison de la dissémination environnementale des agents pathogènes pouvant contaminer les sols, les eaux de surface et souterraines, ainsi que les équipements et zones habitées à proximité.
- Hypothèse 3. Dans les contextes tropicaux à faibles revenus, les filières d'assainissement autonome intégrant une toilette sèche à litière biomaîtrisée et un procédé de compostage des boues fécales permettent une réduction significative des impacts sanitaires et environnementaux par rapport aux filières utilisant des latrines VIP ou des toilettes à chasse d'eau reliées à un biodigesteur ou un composteur. Cette réduction repose sur le respect des normes hygiéniques et sanitaires, notamment l'atténuation du risque microbien lié à l'utilisation du compost, à un niveau inférieur à  $10^{-4}$  par personne par an, conformément aux recommandations de l'USEPA.
- Hypothèse 4. Dans les contextes tropicaux à faibles revenus, les filières d'assainissement autonomes équipées de lits de séchage, qu'ils soient plantés ou non, génèrent des impacts sanitaires et environnementaux (notamment en termes d'émissions de GES et d'eutrophisation et d'écotoxicité aquatique) significativement inférieurs à ceux des filières utilisant des lagunes. Ces systèmes à lits de séchage parviennent à des niveaux équivalents d'élimination des polluants tout en réduisant l'empreinte environnementale globale.

Ces hypothèses serviront de base pour analyser et comparer les différentes filières et technologies d'assainissement utilisées en Haïti, afin de déterminer les solutions les plus efficaces et durables en termes d'impacts sanitaires et environnementaux.

### **1.6.3 Objectifs**

Les travaux de recherche présentés dans cette thèse doctorale visent principalement à examiner et comparer, à l'aide de l'analyse environnementale du cycle de vie et l'ÉQRM, différentes filières d'assainissement autonome couramment utilisées dans les pays tropicaux à faible revenu, avec un focus particulier sur Haïti, de manière à identifier les options les plus adaptées pour solutionner les problèmes de pollution fécale dans le pays. Cette comparaison sera effectuée en tenant compte de leurs impacts sanitaires et environnementaux potentiels.

Plus spécifiquement, les travaux visent à :

- identifier et quantifier les risques sanitaires microbiens associés à l'utilisation de la TSLB en utilisant la méthodologie d'ÉQRM. Cet objectif est traité dans l'article 1;
- évaluer les risques sanitaires microbiens liés aux opérations de vidange manuelle des fosses de latrine par les *bayakous*. Cet objectif est abordé dans l'article 2;
- réaliser une ACV comparative des filières d'assainissement autonome intégrant des technologies intensives de traitement et de valorisation des boues, telles que le compostage et la biométhanisation. Cet objectif est traité dans l'article 3;
- effectuer une ACV comparative des filières d'assainissement autonome équipées de technologies extensives de traitement de boues, telles que le lagunage et les lits de séchage. Cet objectif est traité dans l'article 4;

### **1.6.4 Applications envisagées**

Ces travaux de recherche se proposent d'être un outil d'aide à la décision pour la gestion de l'assainissement dans les pays du Sud partageant un contexte socio-économique et climatique similaire à celui d'Haïti. En identifiant les filières d'assainissement les plus et les moins néfastes pour l'environnement, ces travaux mettent en lumière les impacts environnementaux potentiels de chaque filière et technologie d'assainissement. Les acteurs impliqués dans

l'assainissement (décideurs politiques, bailleurs de fonds, ingénieurs sanitaires, etc.) pourront ainsi prioriser les filières les mieux adaptées au contexte.

Ces travaux aspirent également à être un outil d'écoconception pour les industriels spécialisés dans la conception de technologies d'assainissement et de valorisation des boues de vidange. En identifiant les points critiques des filières et des technologies d'assainissement, cette approche permettra une conception plus durable de ces technologies.

#### **1.6.5 Destinataires des résultats découlant de la thèse**

Les présents travaux de recherche, et en particulier les résultats en découlant, s'adressent particulièrement :

- aux décideurs politiques, qui pourront s'en servir comme un outil d'aide à la décision pour identifier la filière idéale à mettre en place;
- aux universitaires et chercheur(e)s ayant besoin de données scientifiques sur l'ACV des filières d'assainissement autonome pour leurs activités de recherche;
- aux ménages, pour les orienter dans le choix des technologies et pratiques d'assainissement à adopter.

## **CHAPITRE 2**

### **MÉTHODOLOGIE GÉNÉRALE**

Ce chapitre présente la méthodologie employée dans le cadre des présents travaux de recherche. Les méthodologies des quatre articles scientifiques publiés dans le cadre la thèse ne sont pas reprises intégralement, car ces articles sont déjà incorporés dans le présent document. Ainsi, les détails fournis dans ce chapitre sont complémentaires aux sections méthodologiques de ces articles. Dans un premier temps, le lieu auquel réfère les travaux de recherche réalisés est présenté. Ensuite, la méthodologie de l'analyse du cycle de vie utilisée est présentée en détail, en conformité avec les normes ISO 14040 et 14044. La méthode d'évaluation quantitative des risques microbiens (ÉQRM) est également présentée, conformément aux travaux de Haas, Rose et Gerba (1999, 2014).

#### **2.1 Présentation du lieu de référence des travaux de recherche réalisés**

La République d'Haïti est localisée dans les Caraïbes, approximativement à 19°00' de latitude Nord et 72°25' de longitude Ouest (Maps of World, 2017). Elle couvre une superficie de 27 750 km<sup>2</sup> et compte une population de 11 724 055 habitants (Paul *et al.*, 2022), répartis en 4.30 habitants par ménage (IHE et ICF, 2018). C'est le pays le plus pauvre du continent américain, avec un PIB par habitant de 1694 USD en 2023 et un indice de développement humain (IDH) de 0.552 en 2022, le positionnant au 158<sup>e</sup> rang sur 193 pays et territoires dans le classement de l'ONU (World Bank, 2024). Le climat y est tropical, avec une température annuelle moyenne oscillant entre 24 et 27 °C (Jean-Baptiste, 2019). En 2020, Haïti a reçu environ 115.3 cm de précipitations, tandis que le potentiel d'évapotranspiration pour la même année s'élevait à 155.9 cm (UNDP, 2021).

Haïti fait face à de nombreux défis, notamment une instabilité politique chronique et des problèmes de sécurité liés à la violence des gangs, entravant son développement socio-économique (Marcelin, Cela et Shultz, 2016; Morris-Francis, Gibson et Grant, 2024). Le pays est également particulièrement vulnérable aux catastrophes naturelles, telles que les ouragans

et les séismes (Marcelin, Cela et Shultz, 2016; Preux, 2022), qui ont régulièrement des impacts dévastateurs sur ses infrastructures, y compris sanitaires.

Sur le plan sanitaire, Haïti est caractérisé par la prédominance de l'assainissement autonome et par une insuffisance d'infrastructures sanitaires pour traiter les eaux usées et les excreta humains (Jean-Baptiste, 2019). En effet, Haïti figure parmi les 20 pays ayant le taux de couverture d'assainissement urbain le plus faible du monde, avec 0.60 % des excreta et des eaux usées du pays traités en 2022 (WHO et UNICEF, 2023). Environ 20 % de la population n'a pas accès à des installations sanitaires (VanRiper *et al.*, 2022) et la défécation à l'air libre est courante dans le pays, pratiquée par 31.5 % des personnes vivant en milieu rural et 8 % des personnes vivant en milieu urbain en 2022, selon WHO et UNICEF (2023).

Haïti connaît deux principaux types de technologies d'accès à l'assainissement : les latrines à fosse unique, utilisées par 55.2 % des citadins et 39.5 % des ruraux en 2022, et les toilettes à chasse d'eau (WC) employées presque exclusivement en milieu urbain par 18.2 % des citadins (WHO et UNICEF, 2023). Le projet *Ekolakay* réalisé par l'ONG américaine SOIL au Cap-Haitien (VanRiper *et al.*, 2022) et les travaux de Jean *et al.* (2014) à Grande Plaine ont permis le développement d'un troisième type de technologie d'accès à l'assainissement, en l'occurrence, la toilette sèche à litière biomâtrisée (TSLB), qui fait partie de la grande catégorie de toilettes à compost (*EcoSan*).

Peu de compagnies de vidange mécanique existent en Haïti et par conséquent, l'évacuation des boues se fait majoritairement de façon manuelle par des vidangeurs informels nommés *Bayakous* (World Bank *et al.*, 2019). Ces *bayakous* dépotent fréquemment les boues de vidange dans l'environnement sans avoir été préalablement traitées (Lozano-Gracia et Lozano, 2017; World Bank, 2018; VanRiper *et al.*, 2022).

## 2.2 Champ des travaux de recherche

Comme mentionné au chapitre « Introduction », Haïti est confronté à la pollution fécale engendrée principalement par la défécation à l'air libre et l'insuffisance d'infrastructures sanitaires appropriées pour traiter adéquatement les excreta. La résolution de ce problème requiert l'adoption et le développement de filières d'assainissement qui soient à la fois

efficiences et durables. Cependant, parmi les différentes filières d'assainissement existantes, l'identification de celles les plus adaptées et les moins préjudiciables pour l'environnement s'avère nécessaire.

### **2.2.1 Fonction et unité fonctionnelle**

La **fonction principale** du système est de gérer (stocker – vidanger/transporter/dépoter – traiter) les boues fécales générées par les ménages haïtiens.

Le système étudié étant multifonctionnel, il comporte les fonctions secondaires suivantes :

- production de compost par processus de compostage aérobie des boues de vidange;
- production de biogaz par processus de biométhanisation des boues;
- production de biosolides (boues sèches), résultant du séchage des boues fécales, destinés à être utilisés comme fertilisants agricoles.

L'**unité fonctionnelle (UF)** retenue est la suivante : traiter une tonne de boues fécales (masse humide) en Haïti sur une année.

Les boues fécales étudiées présentent les caractéristiques suivantes : (i) une teneur en matières sèches (MS) de 23.4 %, soit 234 kg de MS par tonne (les boues provenant des TSLB en contiennent 40.0 % en raison de l'ajout de litière), (ii) 25.5 kg/t d'azote total, (iii) 3.68 kg/t de phosphore total, (iv) 8.00 kg/t de potassium, et (v) une demande chimique en oxygène (DCO) de 635 kg/t. Ces valeurs sont des moyennes calculées à partir des données de Strande *et al.* (2014) et d'Andriani *et al.* (2015). Concernant la production annuelle de fèces par habitant, les valeurs proviennent des travaux de Jean *et al.* (2017), qui indique qu'un Haïtien produit en moyenne entre 120 et 130 g de fèces (poids humide) par jour. Une valeur moyenne de 125 g de fèces par personne par jour a été retenue pour les fins de calculs.

### **2.2.2 Frontières du système**

Les travaux prennent en compte l'intégralité du cycle de vie de chaque filière et technologie d'assainissement considérée, depuis le stockage des boues lors de la défécation dans une latrine, une toilette à chasse d'eau ou une toilette sèche à litière (toilette à compost), jusqu'à

leur évacuation et traitement final, y compris la valorisation. Elle inclut également la phase de conception des technologies et leur gestion en fin de vie. Les éléments clés permettant de modéliser et de comparer chacune des filières considérées sont donc le type de toilette utilisée, le type de vidange employé et le procédé de traitement appliqué. Les présents travaux se concentrent exclusivement sur la gestion des boues de vidange. Elle ne prend pas en compte la gestion des boues d'épuration, des eaux usées ou des déchets organiques solides, bien que ces derniers puissent être utilisés avec les boues de vidange comme substrat dans des procédés de (co)compostage et de biométhanisation. De plus, certains procédés d'élimination des boues, tels que la mise en décharge, ne sont pas considérés, car les travaux s'alignent avec les principes de l'économie circulaire, où la mise en décharge est vue comme une solution applicable uniquement aux déchets ultimes et/ou non recyclables.

### **2.2.3 Règle d'imputation**

En plus de pouvoir traiter des boues de vidange, le système étudié permet aussi de produire du compost, du biogaz et des biosolides. Le système est donc multifonctionnel et par conséquent, une charge environnementale doit être attribuée aux coproduits obtenus suivant la filière de gestion de boues considérée. Pour ce faire, la méthode d'imputation communément appelée « extension des frontières » a été appliquée dans le cadre des travaux, conformément à ISO 14044 (2006). Les frontières du système sont étendues (virtuellement) pour identifier la charge environnementale associée à chacun des coproduits obtenus – lorsque ceux-ci sont fabriqués suivant leur processus standard de fabrication – de manière à comptabiliser cette charge environnementale comme impact environnemental évité par le système. Les impacts évités sont généralement mentionnés sous forme de nombres négatifs dans les résultats d'impacts (Pradel et Reverdy, 2013).

### **2.2.4 Scénarios considérés**

Un total de quinze scénarios représentant chacun une filière d'assainissement autonome a été considéré. Ces quinze scénarios sont répartis dans deux articles scientifiques :

### **Article 3**

- Scénario 1 : Latrine VIP - Évacuation - Compostage
- Scénario 2 : Latrine VIP - Évacuation - Biométhanisation
- Scénario 3 : Toilette à compost (TSLB) - Évacuation - Compostage
- Scénario 4 : TSLB - Évacuation - Biométhanisation
- Scénario 5 : Toilette à chasse d'eau (WC) - Évacuation - Compostage
- Scénario 6 : WC - Évacuation - Biométhanisation

### **Article 4**

- Scénario 1 : TSLB - Évacuation - Lits de séchage non-plantés (LSnP)
- Scénario 2 : TSLB - Évacuation - Lits de séchage plantés de végétaux (LSPV)
- Scénario 3 : TSLB - Évacuation - Lagunes
- Scénario 4 : Latrine VIP - Évacuation - LSNP
- Scénario 5 : Latrine VIP - Évacuation - LSPV
- Scénario 6 : Latrine VIP - Évacuation - Lagunes
- Scénario 7 : WC - Évacuation - LSNP
- Scénario 8 : WC - Évacuation - LSPV
- Scénario 9 : WC - Évacuation - Lagunes

Pour les technologies d'accès à l'assainissement, trois types de toilettes ont été sélectionnés : la toilette sèche à litière biomaîtrisée, la toilette sèche à fosse ventilée et la toilette à chasse d'eau. Ce choix repose sur leur large adoption en Haïti, où elles constituent les principaux types de toilettes en usage.

Pour la valorisation des boues, le composteur et le biodigesteur ont été retenus, car ces technologies représentent les principales pratiques de valorisation des boues et des matières résiduelles fermentescibles en Haïti ainsi que dans des pays tropicaux à faible revenu présentant un contexte similaire (Ouedraogo *et al.*, 2023; Kabenge *et al.*, 2024).

Enfin, pour les technologies extensives de traitement des boues, le lagunage et les lits de séchage, qu'ils soient plantés ou non, ont été choisis en raison de leur prévalence dans les pays

tropicaux à faible revenu, où ils sont couramment utilisés pour le traitement des boues dans des contextes comparables.

## 2.3 Inventaire du cycle de vie

L'inventaire du cycle de vie (ICV) a été réalisé dans le but de collecter les données nécessaires à la modélisation des filières et technologies d'assainissement examinées. Cette étape a permis de quantifier les flux entrants et sortants inhérents à ces systèmes. Cette section vise à décrire en détail la méthodologie employée pour la collecte et le traitement des données.

### 2.3.1 Collecte de données

La collecte des données nécessaires à la modélisation de la TSLB en Haïti n'a pas été possible, ce qui a conduit à l'utilisation de données provenant principalement d'une entreprise française de fabrication de TSLB, appelée Lécopot. Ces données ont été complétées par celles de Fabulous toilettes (2016) et de Johnson *et al.* (2022). Conformément à Anon (2019), l'adéquation technologique prime sur l'adéquation géographique en ACV, ce qui justifie leur pertinence dans le cadre de ces travaux.

La modélisation de la toilette VIP a été rendue possible grâce à une adaptation des données provenant du document technique de DINEPA, OIEau, et UNICEF (2013), ainsi que d'autres sources de la littérature scientifique, dont Johnson *et al.* (2022). La DINEPA est l'agence nationale haïtienne responsable de la gouvernance du secteur de l'eau potable et de l'assainissement en Haïti.

Pour la modélisation de la toilette à chasse d'eau (WC), une campagne de pesée a été effectuée sur un WC non encore installé, prêtée par la résidence universitaire de l'ÉTS. La WC a été transportée au laboratoire de la STEPPE, puis démontée et pesée pièce par pièce. Une balance *Ohaus Explorer* modèle EX6202/E a été utilisée pour les pièces pesant moins de 6.20 kg, et une balance GKF 165aH pour celles excédant 6.20 kg. Les données collectées ont été combinées avec celles de la littérature scientifique, notamment Monfort *et al.* (2014) et Johnson *et al.* (2022), pour modéliser le cycle de vie du WC.

Le maillon d'évacuation des boues comprend essentiellement le camion de vidange et la pompe de Gulper (sauf pour les filières comportant une TSLB). Le camion provient de la base de données d'inventaire d'*ecoinvent 3.7*, où un camion municipal destiné au transport de matières résiduelles a été utilisé en remplacement du camion de vidange classique, indisponible dans cette version. Les données nécessaires à la modélisation de la pompe de Gulper proviennent principalement de Gabert *et al.* (2018), qui fournit des informations détaillées sur les matériaux nécessaires à sa fabrication, et de Strande, Ronteltap et Brdjanovic (2014). Les travaux de Strande, Ronteltap et Brdjanovic (2014) et de Andriani *et al.* (2015) ont permis de modéliser une tonne de boues fécales (humides).

L'adaptation des données de Ioannou-Ttofa *et al.* (2021) a permis de modéliser le biodigesteur, complétées par celles issues de la littérature scientifique, notamment Andriani *et al.* (2015). Les données d'*ecoinvent 3.7* ont été utilisées et adaptées au contexte des travaux afin de modéliser le composteur.

L'unité de recherche Eawag-Sandec a fourni l'essentiel des données nécessaires à la modélisation des lits de séchage non-plantés (LSnP) et plantés (LSPV). Ces données ont été complétées par d'autres sources de la littérature scientifique, notamment celles provenant des travaux de Cui *et al.* (2015) et de Uggetti *et al.* (2012).

Les données nécessaires à la modélisation du système de lagunage proviennent principalement d'une adaptation des travaux de Thompson *et al.* (2022).

### **2.3.2 Traitement des données**

Les données collectées ont été traitées selon les étapes suivantes :

#### **1- Examen et comparaison des données**

Les données brutes ont été vérifiées pour détecter les incohérences et les erreurs potentielles. Les données provenant de différentes sources ont été comparées pour assurer leur cohérence et leur intégrité.

## **2- Mise à l'échelle des données**

Les données ont été normalisées et mises à l'échelle de l'unité fonctionnelle afin de permettre une comparaison directe entre les différentes filières et technologies d'assainissement examinées.

## **3- Évaluation de la qualité des données**

Une évaluation de la qualité des données a été effectuée en suivant les critères établis par Weidema *et al.* (2013). Ces critères d'évaluation sont la fiabilité, la complétude, la corrélation temporelle, la corrélation géographique et la corrélation technologique. Les résultats de cette évaluation, présentés dans le Tableau 5.2 et le Tableau 6.2, attestent de la bonne qualité et de la fiabilité des données pour réaliser une ACV robuste.

## **4- Modélisation des technologies et filières d'assainissement examinées**

Les données validées ont été utilisées pour modéliser les technologies et filières d'assainissement examinées à l'aide du logiciel *OpenLCA* (version 1.10.3). *Microsoft Excel* a été utilisé pour le traitement complémentaire et l'analyse des résultats générés.

### **2.4 Méthode d'évaluation des impacts sanitaires et environnementaux**

#### **2.4.1 Méthode d'évaluation des impacts du cycle de vie**

Les méthodes *Impact World+ (Damage 1.47)*, préconisée par Bulle *et al.* (2019), et *IPCC 2013 GWP 100a*, recommandée par IPCC (2013), ont été utilisées pour évaluer respectivement les impacts sanitaires, environnementaux et l'empreinte carbone des systèmes examinés. La méthode *Impact 2002+* – préconisée par Jolliet *et al.* (2003) – a été employée dans l'article 3 pour comparer les résultats obtenus par le biais de la méthode *Impact World+* dans le cadre des analyses de sensibilité.

La méthode IPCC (2013) a été spécifiquement utilisée pour mettre l'accent sur l'empreinte carbone des filières et technologies d'assainissement étudiées. Cette empreinte carbone n'a pas été additionnée aux résultats obtenus par la méthode *Impact World+*, évitant ainsi tout double comptage. En effet, la méthode *Impact World+* inclut déjà les impacts climatiques comme catégories d'impacts intermédiaires dans son évaluation globale.

Les impacts environnementaux potentiels des systèmes ont été évalués à deux niveaux :

- **niveau problème** (*midpoint*), incluant notamment le changement climatique à court et à long terme, l'eutrophisation, la disponibilité en eau, l'écotoxicité, la toxicité humaine et la formation de particules fines (PM<sub>2.5</sub>);
- **niveau dommage** (*endpoint*), comprenant la santé humaine et la qualité des écosystèmes. Dans l'article 3, le changement climatique a été ajouté comme catégorie d'impact au niveau dommage, suite au choix de la méthode *IPCC 2013 GWP 100a*.

#### **2.4.2 Méthode d'évaluation des risques microbiens : ÉQRM**

L'ACV ne prenant pas en compte les impacts sanitaires d'origine microbienne, la méthodologie d'évaluation quantitative de risques microbiens (ÉQRM) décrite par Haas, Rose et Gerba (1999, 2014) a été utilisée dans les articles 1 et 2. Cette méthode a permis d'évaluer les risques microbiens associés à l'utilisation de TSLB et aux pratiques de vidange manuelle de fosses de latrines.

Cette ÉQRM considère neuf agents pathogènes potentiellement présents dans les boues fécales : *Ascaris lumbricoides*, *Campylobacter* spp., *Cryptosporidium parvum*, *Escherichia coli* O157:H7, *Giardia intestinalis*, poliovirus, *Salmonella* spp., *Shigella* spp. et *Vibrio cholerae*. Leur sélection a été effectuée selon des critères tels que la prévalence en Haïti, la pathogénicité, l'infectiosité, la persistance dans l'environnement après excrétion et la disponibilité d'un modèle dose-réponse dans la littérature, conformément à Schonning *et al.* (2007), USEPA (2012) et WHO (2022).

Les informations supplémentaires concernant l'utilisation de la méthodologie d'ÉQRM dans le cadre de cette thèse doctorale sont présentées dans les articles 1 et 2.



## CHAPITRE 3

### QUANTITATIVE MICROBIAL RISK ASSESSMENT ASSOCIATED WITH THE USE OF CONTAINER-BASED TOILETS IN HAITI

Davidson Jean-Baptiste<sup>a</sup>, Pascal De Giudici<sup>b</sup>, and Frédéric Monette<sup>a</sup>

<sup>a</sup> Département de génie de la construction, École de technologie supérieure,  
1100 Notre-Dame Ouest, Montréal, Québec, Canada, H3C 1K3

<sup>b</sup> Independent expert, Paris, France

Article publié dans « Water Science & Technology »,  
Septembre 2023

#### 3.1 Abstract

The container-based toilet (CBT) is a type of ecological toilet that allows users to compost their feces. During emptying, bucket washing and composting operations, operators are exposed to microbial risks. This paper aims to evaluate these risks using the Quantitative Microbial Risk Assessment (QMRA) method. Nine pathogens prevalent in Haiti were targeted: *Ascaris lumbricoides*, *Campylobacter* spp., *Cryptosporidium parvum*, *Escherichia coli* O157:H7, *Giardia intestinalis*, poliovirus, *Salmonella* spp., *Shigella* spp. and *Vibrio cholerae*. Information regarding the pathogens' concentration in feces came from scientific literature data. The exposure scenarios considered were those in which operators accidentally ingest a low dose of feces during the aforementioned operations. A Monte Carlo simulation was conducted to address uncertainties. The results showed that the probability of infection is highly elevated, while the probability of illness is generally moderate or minor, except for poliovirus and Ascaris. Preventive measures can be implemented to reduce these risks during the various operations, such as wearing gloves, disposable protective masks and appropriate clothing. It is up to the political authorities to develop guidelines in this regard and to organize awareness-raising activities with the help of local organizations mandated by the relevant authorities to ensure safer use of the technology by households.

**Key words:** CBT, composting, feces, illness, infection, QMRA.

### 3.2 Highlights

- Quantitative Microbial Risk Assessment related to container-based toilets (CBTs) in Haiti represents the first scientific QMRA study on composting toilets in the country. It considers nine pathogens, including some that have not been considered in previous studies. Results show the importance of precautions during emptying and composting operations.

### 3.3 Graphical abstract

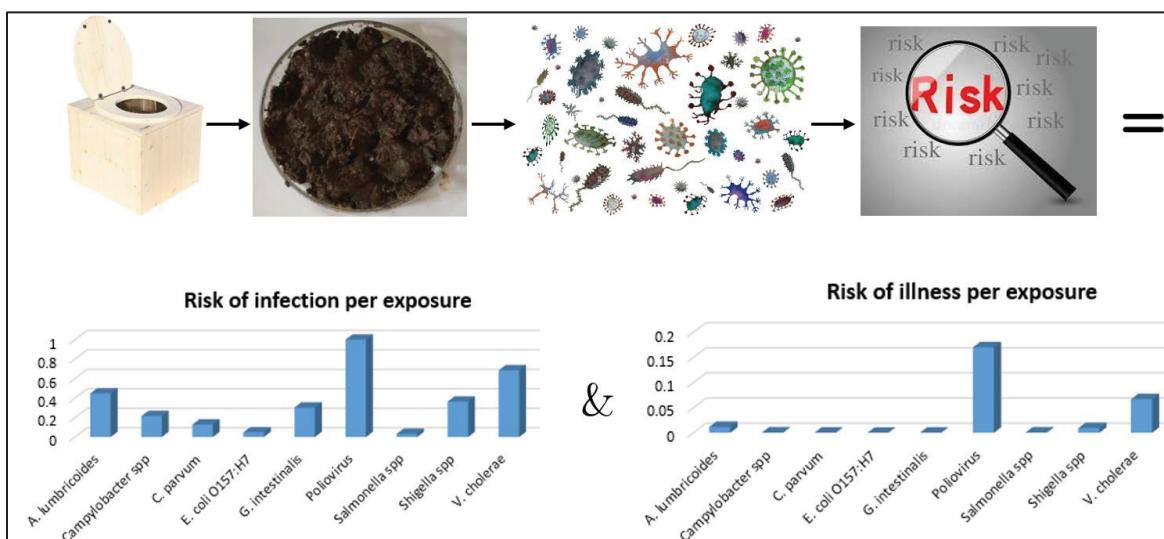


Figure 3.1 Conceptual framework of the study

### 3.4 Introduction

Although access to sanitation is now considered a fundamental human right, about 2.3 billion people worldwide still lack access to basic sanitation facilities (Dickin *et al.*, 2020). This problem is particularly common in low-income countries and promotes inadequate sanitation practices such as open defecation and/or dumping untreated feces into the environment (Jean *et al.*, 2017; Ufomba *et al.*, 2021). These practices pose a threat to human health (Saleem, Burdett et Heaslip, 2019; Ufomba *et al.*, 2021). Pathogens present in feces can contaminate the environment and subsequently cause infectious diseases in humans (Feachem *et al.*, 1983; Mara, 2004), most of which are contagious (Cloeckaert et Kuchler, 2020; Zhang, 2022). In Haiti, due to fecal contamination of the Artibonite River in 2010 (Guimier, 2011), cholera was

responsible for nearly 9,800 deaths and more than 820,000 suspected cases from 2010 to 2019 (Griffiths *et al.*, 2021).

Technological solutions, such as the container-based toilets (CBTs), have been developed to help reduce fecal pollution around the world (Esrey *et al.*, 1998; Jean, 2018). This type of ecological toilet offers households the possibility of recycling their feces, usually through composting (Figure 3.2). With the CBT, feces are collected in a 20-litre bucket, and a quantity of litter- consisting of shavings and/or sawdust- is poured over the feces after each defecation (Jean *et al.*, 2017; Jean, 2018). The litter helps absorb moisture and limits odours (Jean *et al.*, 2017). When the bucket is full, it is emptied manually and the fecal sludge is deposited into a composter for agricultural recovery. This material recovery is aligned with the principles of the circular economy, which advocates recycling matter to preserve natural resources and avoid potential contamination (Stahel, 2016). However, handling feces during manual emptying and composting operations carries microbial risks, since the feces contain pathogens that can have a negative impact on human health (Feachem *et al.*, 1983; Mara, 2004) . In the current context where national and international institutions are promoting the use of this type of toilet, the assessment of the microbial health risks associated with CBTs is necessary to prevent risks to human health.

QMRA is an assessment method developed in the 1970s by the United States National Research Council, inspired by the chemical risk assessment method (De Giudici, Guillam et Ségal, 2011). It consists of four main steps: hazard identification, exposure assessment, hazard characterization (often reduced to dose-response assessment) and risk characterization (Haas, Rose et Gerba, 1999; USEPA, 2012; WHO, 2022). Studies relating to QMRA have been carried out on composting toilets, but they have generally focused on the health risks associated with either the use of compost resulting from the recovery of feces (Nakagawa *et al.*, 2006; Schonning *et al.*, 2007; Darimani *et al.*, 2015; Kumwenda *et al.*, 2017) or spreading feces on gardens or agricultural fields (WHO, 2006). The conclusions were divided in regard to the results of these studies. According to Nakagawa *et al.* (2006) and Schonning *et al.* (2007), the risk of infection is generally below the acceptable level of risk, whereas it is above the acceptable level of risk according to Kumwenda *et al.* (2017) and Darimani *et al.* (2015). The

acceptable level of risk corresponds to  $10^{-4}$  per person per year (Nakagawa *et al.*, 2006; Schonning *et al.*, 2007; Darimani *et al.*, 2015). This disparity is mainly due to (i) the pathogens targeted, which differ between studies and/or regions, (ii) to the different exposure scenarios developed by the authors, and (iii) the types of toilets considered. In addition, a semi-quantitative microbial risk assessment associated with the use of CBTs was carried out by Mackinnon *et al.* (2018) where *Escherichia coli* was considered as the target pathogen. The study revealed a high level of fecal contamination on toilet surfaces and a high risk of infection through hand-to-mouth contact for users as well as operators.

Unlike the aforementioned previous studies, the present paper aims to quantitatively assess the microbial risks faced by operators. It is not interested in the risk associated with the use of compost or feces as fertilizer, as that subject has already been extensively studied in previous research. Furthermore, this study takes into consideration pathogens that have not been considered by other studies, such as *Campylobacter* spp., poliovirus, *Shigella* spp. and *Vibrio cholerae*.



Figure 3.2 Container-based toilet

Taken from Lécopot (2022)

### 3.5 Methodology

This section aims to present the methodological approach used to conduct the study. The main steps are schematically presented in Figure 3.3.

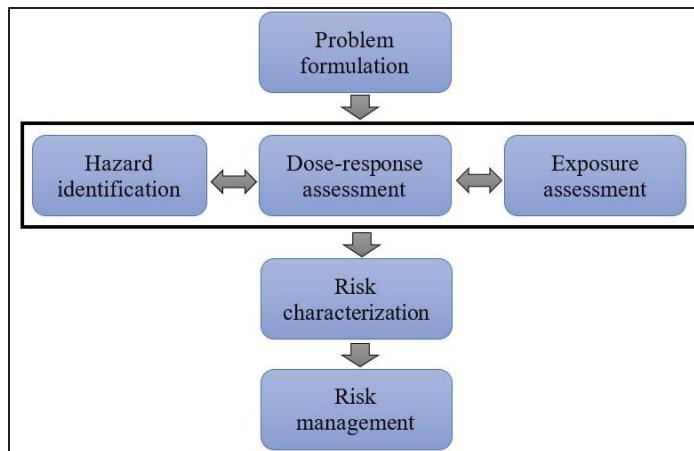


Figure 3.3 Diagram illustrating the steps of the study

### 3.5.1 Presentation of the study area

Grande Plaine was chosen as the study area because it is one of the two main areas in Haiti with a significant number of CBT users. This rural area is located in the municipality of Gros-Morne, Haiti, and has the following geographical coordinates: 18.52°N and 74.34°W (Google Earth, 2022). The average annual temperature is 24.8 °C (Jean *et al.*, 2017). Grande Plaine has nearly 2,000 inhabitants distributed across 192 households, 35 of which, i.e. 280 people, use the CBT (Association des Originaires de Grande Plaine, 2022). The health centres and reference hospital in the region mentioned by Jean *et al.* (2017) revealed that typhoid, gastroenteritis and intestinal parasitosis are the most frequent diseases in the region (especially among children). In addition to these pathologies, cholera is a sporadic epidemic in the region.

Out of the 35 aforementioned households, 33 use a community composting platform to compost their feces and 2 use their own composter (Association des Originaires de Grande Plaine, 2022). This composting platform consists of nine compost bins, including five community and four individual, which compost fecal sludge from CBT user households throughout the year (Association des Originaires de Grande Plaine, 2022). The platform and the composting process are described by Jean *et al.* (2017) and Jean (2018).

### 3.5.2 Hazard identification

This study focuses on nine pathogens. These pathogens were selected based on the following criteria in accordance with Westrell (2004), Schonning *et al.* (2007), and WHO (2022): (i)

prevalence in Haiti, (ii) presence in feces, (iii) pathogenicity, (iv) ability to survive in the environment after excretion and (v) availability of data (especially those related to the dose-response model) to allow their integration into a QMRA study. The target pathogens are: *Ascaris lumbricoides*, *Campylobacter* spp., *Cryptosporidium parvum*, *Escherichia coli* O157:H7, *Giardia intestinalis*, poliovirus, *Salmonella* spp., *Shigella* spp. and *Vibrio cholerae*. The health problems generated by this organism are respectively ascariasis, campylobacteriosis, cryptosporidiosis, hemorrhagic diarrhea, giardiasis, poliomylitis, salmonellosis, shigellosis and cholera (Feachem *et al.*, 1983; Mara, 2004). For the purposes of this study, Ascaris eggs were considered (not the worms).

### **3.5.3 Exposure assessment**

#### **3.5.3.1 Concentration of pathogens in feces**

The data on fecal pathogen content of feces were drawn from the scientific literature (Tableau 3.1). Most of these studies used the qPCR (quantitative Polymerase Chain Reaction) method to quantify target pathogens in feces.

#### **3.5.3.2 Exposure scenarios**

CBT users collect feces in approximately 20-litre buckets, which are usually emptied once a week. In each household, sludge is manually emptied by an adult from the household (referred to as “emptier” in this study) who carries the bucket of sludge to a community composting platform located approximately 200 m from the house.

The population exposed to microbial risks mainly includes emptiers and master composters. Farmers, who spread compost on their fields, as well as the potential consumers of the products grown, were excluded from the scope of this study. Thermophilic (co)composting is supposed to sanitize fecal sludge because of the increase in temperature during the second phase (Berendes *et al.*, 2015; Jean, 2018), which implies that the health risk can be considered negligible. The main known exposure routes are accidental ingestion, inhalation of bioaerosols, and skin contact. However, due to the absence of a dose-response model for the latter two exposure routes, only ingestion was considered.

Tableau 3.1 Concentration of target pathogens in feces

Pathogens	CFU/g for bacteria, NE/g for Ascaris, NO/g for protozoa and TCID <sub>50</sub> /g for poliovirus	References
<i>Ascaris lumbricoides</i>	10 <sup>4</sup>	(Feachem <i>et al.</i> , 1983; WHO, 2006)
<i>Campylobacter</i> spp.	10 <sup>3</sup>	(Misawa <i>et al.</i> , 2001; LaGier <i>et al.</i> , 2004)
<i>Cryptosporidium parvum</i>	10 <sup>3</sup>	(Valdez <i>et al.</i> , 1997)
<i>Escherichia coli</i> O157:H7	3.30 x 10 <sup>2</sup>	(Westrell, 2004; Schonning <i>et al.</i> , 2007)
<i>Giardia intestinalis</i>	10 <sup>2</sup> - 10 <sup>3</sup>	(Straub, Pepper et Gerba, 1993)
Poliovirus	1.30 x 10 <sup>5</sup>	(Hovi <i>et al.</i> , 2001; Lodder <i>et al.</i> , 2012)
<i>Salmonella</i> spp.	10 <sup>4</sup>	(Yin Ngan <i>et al.</i> , 2010; Teh <i>et al.</i> , 2021)
<i>Shigella</i> spp.	10 <sup>4</sup>	(Yavzori <i>et al.</i> , 1994; Mokhtari <i>et al.</i> , 2012)
<i>Vibrio cholera</i>	10 <sup>2</sup> - 10 <sup>5</sup>	(Feachem <i>et al.</i> , 1983)

CFU: Colony-forming unit

NE: Number of eggs

NO: Number of oocysts/cysts

TCID<sub>50</sub>: 50% tissue culture infectious dose

The exposure scenarios considered the most plausible were those where the operators' hands were contaminated and accidentally brought to the mouth either directly or indirectly through eating, drinking or nail-biting. Two scenarios were developed: (i) contamination of emptiers during transport, unloading and washing of the feces bucket, and (ii) contamination of master composters while handling sludge during the composting process.

### 3.5.3.3 Measurement of the ingestion dose

The ingestion dose (D) corresponds to the amount of pathogens ingested per exposure. Equation (3.1) was used to determine D from the concentration (C) of pathogens in the sludge and the accidental ingestion (I) of feces.

$$D = C \times I \quad (3.1)$$

Two hypotheses were formulated based on previous studies to estimate accidental ingestion of feces by emptiers and master composters. The following values were considered, in cases where the operators did not sufficiently use personal protective equipment (PPE) in the course of their work:

- emptiers inadvertently ingest about 0.033 g of feces per operation (Schonning *et al.*, 2007), which usually occurs once a week;
- master composters accidentally ingest between 0.05 g and 0.48 g of feces per operation (Gerba, Pepper et Whitehead, 2002; Gholipour *et al.*, 2020; Sadeghi *et al.*, 2022). These operations mainly consist of turning the piles approximately once a week throughout the year (i.e., 52 weeks).

### 3.5.4 Dose-response assessment

To model the behaviour of pathogens within the host organism, two dose-response models were used: the exponential model represented by Equation (3.2) and the  $\beta$ -Poisson model represented by Equation (3.3).

$$P_{\text{inf}} = 1 - e^{-rD} \quad (3.2)$$

$$P_{\text{inf}} = 1 - \left(1 + \frac{D}{\beta}\right)^{-\alpha} \quad (3.3)$$

where  $P_{\text{inf}}$  is the probability of host infection following the ingestion of a given pathogen;  $r$  is the constant corresponding to the survival capacity of the pathogen in the host organism;  $D$  is the ingested dose (in CFU for bacteria, number of roundworm eggs for *A. lumbricoides*, number of oocysts (or cysts) for protozoa (*C. parvum* and *G. Intestinalis*) and TCID50 for poliovirus);  $\alpha$  and  $\beta$  are parameters of the  $\beta$ -Poisson model ( $\alpha < \beta$ ). They describe the pathogen's ability to survive and cause host infection (Health Canada, 2019).

The parameters  $\alpha$ ,  $\beta$  and  $r$  are specific to each of the pathogens considered. The values chosen for each of these organisms are presented in Tableau 3.2.

### 3.5.5 Risk characterization

#### 3.5.5.1 Uncertainty analysis through Monte Carlo simulation

The imprecise data on the ingestion of feces by master composters and the concentration of *Giardia intestinalis* and *Vibrio cholerae* in the feces, were subjected to a Monte Carlo simulation to address associated uncertainties. The @RISK software, version 8.4.0 developed

by Palisade Corporation, was used for this purpose. The log-normal distribution was chosen as the appropriate probability distribution, in accordance with Schonning *et al.* (2007). A total of 10,000 iterations were executed. The median (50th percentile) was utilized for result interpretation, representing the realistic scenario, while the 95th percentile was employed to represent the pessimistic scenario. The variables selected for uncertainty analysis are listed in Tableau 3.3.

Tableau 3.2 Dose-response model applied to target pathogens

Pathogens	Model	Parameters	References
<i>Ascaris lumbricoides</i>	$\beta$ -Poisson	$\alpha = 0.104$ $\beta = 1.1$	(Navarro <i>et al.</i> , 2009; O'Connor <i>et al.</i> , 2017)
<i>Campylobacter</i> spp.	$\beta$ -Poisson	$\alpha = 0.145$ $\beta = 7.59$	(Haas <i>et al.</i> , 1999; Mara, 2004; Health Canada, 2019)
<i>Cryptosporidium parvum</i>	Exponential	$r = 0.0042$	(Haas, Rose et Gerba, 1999; Mara, 2004; USEPA, 2012)
<i>Escherichia coli</i> O157:H7	$\beta$ -Poisson	$\alpha = 0.248$ $\beta = 48.8$	(Teunis, Ogden et Strachan, 2008; USEPA, 2012)
<i>Giardia intestinalis</i>	Exponential	$r = 0.0199$	(Haas <i>et al.</i> , 1999; USEPA, 2012; Health Canada, 2019)
Poliovirus	Exponential	$r = 0.0091$	(Haas, Rose et Gerba, 1999; USEPA, 2012)
<i>Salmonella</i> spp.	$\beta$ -Poisson	$\alpha = 0.3126$ $\beta = 2884$	(Haas, Rose et Gerba, 1999; Westrell, 2004; USEPA, 2012)
<i>Shigella</i> spp.	$\beta$ -Poisson	$\alpha = 0.21$ $\beta = 42.86$	(Haas, Rose et Gerba, 1999; Mara, 2004; USEPA, 2012)
<i>Vibrio cholerae</i>	$\beta$ -Poisson	$\alpha = 0.25$ $\beta = 16.2$	(Haas, Rose et Gerba, 1999; Mara, 2004; USEPA, 2012)

Tableau 3.3 Selected variables for uncertainty analysis in the Monte Carlo simulation

Variable	Units	Minimum	Likeliest	Maximum
<i>Giardia</i> concentration in feces	Cyst/g	$10^2$	550	$10^3$
<i>Vibrio cholerae</i> concentration in feces	CFU/g	$10^2$	50,050	$10^5$
Fecal ingestion by master composters	g	0.05	0.265	0.48

### 3.5.5.2 Determining the risk of infection and illness

The risk or probability of infection at each exposure was obtained from Equations (3.2) and (3.3). The annual probability of infection ( $P_{inf/year}$ ) was calculated using equation (3.4).

$$P_{\text{inf/year}} = 1 - (1 - P_{\text{inf}})^n \quad (3.4)$$

where:

$n$  : number of exposures per year.

In the context of this study,  $n = 52$  for emptiers, since the bucket is emptied on average once a week. Similarly for the master composters,  $n = 52$ , as they work throughout the year at a frequency of once a week.

To determine the probability of illness occurring following an infection, equation (3.5) was used.

$$P_{\text{ill}} = P_{\text{inf}} \times P_{\text{ill/inf}} \quad (3.5)$$

where:

$P_{\text{ill}}$  : probability of illness;

$P_{\text{ill/inf}}$  : probability of illness by infection.

The term  $P_{\text{ill/inf}}$  is defined by equation (3.6) proposed by Havelaar and Swart (2014).

$$P_{\text{ill/inf}} = 1 - (1 + \eta D)^{-\rho} \quad (3.6)$$

where:

$\eta$  and  $\rho$ : parameters of an underlying Gamma distribution for the duration of infection (Havelaar and Swart, 2014). Values of  $5.15 \times 10^{-4}$  and 0.167 are respectively suggested by Havelaar and Swart (2014) for  $\eta$  and  $\rho$ .

### 3.5.5.3 Risk classification

A risk classification model inspired by the work of Westrell *et al.* (2004) was used to facilitate the interpretation of the study results. This model classifies the risks as insignificant, minor, moderate, major and highly elevated, in accordance with Tableau 3.4. Insignificant risk corresponds to the level of acceptable risk mentioned in the Introduction, which is equivalent to  $10^{-4}$  per person per year ( $10^{-4}$  pppy).

Tableau 3.4 Proposed classification of microbial risks according to the probability of infection and/or illness

Adapted from Westrell *et al.* (2004)

Risk level	Percentage (%)
Insignificant	$\leq 0.01$
Minor	0.02 to < 1
Moderate	1 to < 5
Major	5 to 25
Highly elevated	> 25

## 3.6 Results and discussion

### 3.6.1 Probability of infection

#### 3.6.1.1 Probability of infection per exposure

The calculations carried out using the selected dose-response functions and the ingestion doses per exposure made it possible to determine the probability of infection associated with each operation. These results are summarized in Tableau 3.5.

Tableau 3.5 Probability of infection per exposure

Pathogens	Emptiers	Master composters	
	Mean	50th percentile	95th percentile
<i>Ascaris lumbricoides</i>	$4.48 \times 10^{-1}$	$5.43 \times 10^{-1}$	$5.95 \times 10^{-1}$
<i>Campylobacter</i> spp.	$2.16 \times 10^{-1}$	$3.83 \times 10^{-1}$	$4.77 \times 10^{-1}$
<i>Cryptosporidium parvum</i>	$1.29 \times 10^{-1}$	$5.78 \times 10^{-1}$	$9.38 \times 10^{-1}$
<i>Escherichia coli</i> O157:H7	$4.87 \times 10^{-2}$	$1.94 \times 10^{-1}$	$3.44 \times 10^{-1}$
<i>Giardia intestinalis</i>	$2.78 \times 10^{-1}$	$8.23 \times 10^{-1}$	1.00
Poliovirus	1.00	1.00	1.00
<i>Salmonella</i> spp.	$3.33 \times 10^{-2}$	$1.66 \times 10^{-1}$	$3.11 \times 10^{-1}$
<i>Shigella</i> spp.	$3.65 \times 10^{-1}$	$5.58 \times 10^{-1}$	$6.53 \times 10^{-1}$
<i>Vibrio Cholerae</i>	$6.51 \times 10^{-1}$	$7.83 \times 10^{-1}$	$8.61 \times 10^{-1}$

These results show that operators are highly exposed to a risk of infection if basic precautions are not taken. For emptiers, the highest risks are related to poliovirus (100%), *Vibrio cholerae* (approximately 65%), *Ascaris lumbricoides* (nearly 45%), *Shigella* spp. (nearly 37%) and *Giardia intestinalis* (nearly 28%). For master composters, in the realistic scenario, the highest

risks are linked to poliovirus (100%), *Giardia intestinalis* (approximately 82%), *Vibrio cholerae* (approximately 78%), and *Cryptosporidium parvum* (nearly 58%). In the pessimistic scenario (95th percentile), the highest risks were associated with poliovirus (100%), *Giardia intestinalis* (100%), *Cryptosporidium parvum* (nearly 94%), *Vibrio cholerae* (approximately 86%), *Shigella* spp. (approximately 65%) and *Ascaris lumbricoides* (nearly 60%).

The most likely pathogens to cause infection during an operation are ranked in descending order as follows: poliovirus > *Vibrio cholerae* > *Giardia intestinalis* > *Ascaris lumbricoides* > *Shigella* spp. This ranking is consistent with the information provided by Jean *et al.* (2017) on the most prevalent pathologies in the region, which are presented in the section ‘Presentation of the Study Area’.

### **3.6.1.2 Annual probability of infection**

The results show that the yearly probability of infection is on average two times higher than the probability of infection per operation, equal to 1.00 for all the pathogens considered except for *Escherichia coli* O157:H7 and *Salmonella* spp., where it is  $9.25 \times 10^{-1}$  and  $8.28 \times 10^{-1}$ , respectively, among emptiers.

The yearly risk of infection was 8281 to 10,000 times higher than the acceptable level of risk ( $10^{-4}$  pppy) depending on the pathogen considered. However, it should be noted that infection does not necessarily lead to illness. The probability of illness following a given infection depends on a range of factors, including age, the host’s immune system status, and previous exposure to other pathogens (De Giudici, Guillam et Ségala, 2011; USEPA, 2012).

## **3.6.2 Probability of illness**

### **3.6.2.1 Probability of illness per exposure**

The calculated values of probability of illness per exposure are summarized in Tableau 3.6.

Analysis of these data revealed that the probability of illness per operation was 2.58-1071.19 times lower than the probability of infection per operation. During each operation, the emptiers and the master composters were exposed to two major risks, namely those related to poliovirus and *Vibrio cholerae*; other risks were considered moderate and/or minor. The pessimistic

scenarios indicate that master composters were exposed to two highly elevated risks of illness, approximately 39% for poliovirus and 25% for *Vibrio cholera*, and two major risks, almost 8% for *Ascaris lumbricoides* and nearly 9% for *Shigella* spp. The most likely pathogens to cause disease are therefore ranked as follows: poliovirus > *Vibrio cholerae* > *Shigella* spp. > *Ascaris lumbricoides*.

Tableau 3.6 Probability of illness per exposure

<b>Pathogens</b>	<b>Emptiers</b>	<b>Master composters</b>	
	<b>Mean</b>	<b>50th percentile</b>	<b>95th percentile</b>
<i>Ascaris lumbricoides</i>	$1.16 \times 10^{-2}$	$7.27 \times 10^{-2}$	$7.97 \times 10^{-2}$
<i>Campylobacter</i> spp.	$6.06 \times 10^{-4}$	$8.10 \times 10^{-3}$	$10^{-2}$
<i>Cryptosporidium parvum</i>	$3.64 \times 10^{-4}$	$1.22 \times 10^{-2}$	$1.98 \times 10^{-2}$
<i>Escherichia coli</i> O157:H7	$4.55 \times 10^{-5}$	$1.42 \times 10^{-3}$	$2.52 \times 10^{-3}$
<i>Giardia intestinalis</i>	$4.32 \times 10^{-4}$	$9.89 \times 10^{-3}$	$1.20 \times 10^{-2}$
Poliovirus	$1.77 \times 10^{-1}$	$3.87 \times 10^{-1}$	$3.87 \times 10^{-1}$
<i>Salmonella</i> spp.	$8.61 \times 10^{-4}$	$2.22 \times 10^{-2}$	$4.17 \times 10^{-2}$
<i>Shigella</i> spp.	$9.44 \times 10^{-3}$	$7.47 \times 10^{-2}$	$8.75 \times 10^{-2}$
<i>Vibrio Cholerae</i>	$5.59 \times 10^{-2}$	$2.27 \times 10^{-1}$	$2.50 \times 10^{-1}$

### 3.6.2.2 Annual probability of illness

The results of the annual probability of illness presented in Tableau 3.7 show that the yearly probability of illness was 1.16 to 24.87 times higher than the probability of illness per operation and 2.58 to 1071 times lower than the annual probability of infection. Emptiers and master composters were only exposed to two major risks, which were related to poliovirus and *Vibrio cholerae*; the risks associated with the other target pathogens were, overall, classified as moderate and/or minor, ranging from 0.08 to 2.58%. It is observed that master composters were 2.18 to 8.48 times more exposed to the microbial risk than the emptiers. This confirmed that master composters are the most exposed to microbial risk. As for the risk per operation, the most likely pathogens to cause disease were poliovirus, *Vibrio cholerae*, *Shigella* spp., and *Ascaris lumbricoides*. It is noteworthy that the results of the pessimistic scenario are identical to those of the realistic scenario in term of the annual probability of illness.

Tableau 3.7 Annual probability of illness

<b>Pathogens</b>	<b>Emptiers</b>	<b>Master composters</b>
	<b>Mean</b>	<b>50th percentile</b>
<i>Ascaris lumbricoides</i>	$2.58 \times 10^{-2}$	$1.34 \times 10^{-1}$
<i>Campylobacter</i> spp.	$2.81 \times 10^{-3}$	$2.11 \times 10^{-2}$
<i>Cryptosporidium parvum</i>	$2.81 \times 10^{-3}$	$2.11 \times 10^{-2}$
<i>Escherichia coli</i> O157:H7	$8.64 \times 10^{-4}$	$7.33 \times 10^{-3}$
<i>Giardia intestinalis</i>	$1.55 \times 10^{-3}$	$1.20 \times 10^{-2}$
Poliovirus	$1.77 \times 10^{-1}$	$3.87 \times 10^{-1}$
<i>Salmonella</i> spp.	$2.14 \times 10^{-2}$	$1.34 \times 10^{-1}$
<i>Shigella</i> spp.	$2.58 \times 10^{-2}$	$1.34 \times 10^{-1}$
<i>Vibrio Cholerae</i>	$8.59 \times 10^{-2}$	$2.90 \times 10^{-1}$

### 3.6.3 Limitations

The QMRA is now recognized as an important tool for decision-makers in preventing infections and/or infectious illnesses related to water, excreta and food. This tool has some limitations, such as not taking into account the potential immunity of a portion of the exposed population. However, it is important to note that its purpose is not to determine the quantity of infection and illness in a given area, but rather to assess the probability that infection and illness could occur in the area based primarily on available microbiological, epidemiological and demographic data. This is precisely the perspective from which the QMRA was used in this study, to quantitatively evaluate the potential microbial health risks associated with the use of CBTs.

Like any study of this type, this study is subject to uncertainties. Data on the concentration of pathogens in feces were not collected in Grande Plaine, but mainly come from previous studies that were not carried out in Haiti. Data specific to the study area would be more relevant. Furthermore, the equation used in the QMRA framework assumes that the ingested dose is the same at each exposure and does not take into account the fact that some people who have previously been infected with certain pathogens may become immune to them (Health Canada, 2019). In reality, the most vulnerable people are generally those who are immunocompromised (people with AIDS and others), seniors, pregnant women, children and people suffering from malnutrition (Haas, Rose et Gerba, 1999; De Giudici, Guillam et Ségal, 2011; USEPA, 2012).

Epidemiological and demographic data on the area (population health status, age groups, number of pregnant women, etc.) would allow for identification of the most vulnerable groups and a more exhaustive analysis of the situation, but such data are not available in the existing literature.

### **3.7 Microbial risk management**

Microbial risk management primarily falls under the jurisdiction of political authorities, namely the Ministry of Public Health and Population (MSPP). The MSPP is responsible for developing and enforcing barrier measures in accordance with the sanitation approaches adopted in the country to protect the health of the population. Implementing an adequate hygienic and sanitary measures can significantly reduce the microbial risks associated with the use of CBTs. The measures adopted must prevent any contact with feces, such as use of personal protective equipment (gloves, boots and protective masks) and hand washing. Another way to prevent contact with feces is to reduce the concentration of pathogens in the feces by removing the full bucket from the CBT to allow the sludge to dry while another bucket is put into service right next to it. The full bucket would be covered with ash and a lid to reduce nuisance caused by odours and harmful insects.

### **3.8 Conclusions**

The study results show that the risk of infection by most of the targeted pathogenic organisms is high among operators (emptiers and master composters), which is not the case for the risk of illness. The results highlight the fact that the risks of illness associated with poliovirus, *Vibrio cholerae*, and Ascaris are generally the highest, while those associated with *Escherichia coli* O157:H7 and *Cryptosporidium parvum* are the lowest. The annual infection risks were found to be 8281 to 10,000 times higher than the established acceptable risk level, while the annual disease risks ranged from 8.64 to 3870 times higher than the acceptable risk level, depending on the pathogen considered. However, these results do not necessarily mean that the operators in question will be infected and/or fall ill, but rather illustrate what could happen if they do not take necessary precautions during their usual operations.

The obtained results suggest that political authorities should develop guidelines in this regard to ensure a safer use of the technology. This requires training and raising awareness in the population concerned, either by public authorities or local organizations mandated by the authorities. These actions would be a suitable lever for implementing barrier measures and self-protection mechanisms for regular monitoring of feces-composting operations to ensure that established guidelines have been respected and that the compost produced is truly sanitized.

## CHAPITRE 4

### QUANTITATIVE MICROBIAL RISK ASSESSMENT (QMRA) OF THE WORK OF MANUAL PIT EMPTIERS, COMMONLY KNOWN AS *BAYAKOUS*

Davidson Jean-Baptiste<sup>a</sup>, and Frédéric Monette<sup>a</sup>

<sup>a</sup> Département de génie de la construction, École de technologie supérieure,  
1100 Notre-Dame Ouest, Montréal, Québec, Canada, H3C 1K3

Article publié dans « Water Science & Technology »,  
mai 2024

L’article précédent a évalué quantitativement les risques sanitaires microbiens liés aux utilisateurs des toilettes sèches à litière biomâtrisée (TSLB), en se concentrant sur les vidangeurs manuels impliqués dans ce système. Toutefois, en Haïti, une autre catégorie de vidangeurs manuels, appelés « bayakous », se distingue de ceux qui s’occupent des boues issues des TSLB, ces dernières n’étant pas équipées de fosse. Ces *bayakous*, qui vidangent les fosses des latrines et des fosses septiques traditionnelles, sont majoritaires et ne sont pas concernés par les TSLB. Leur profession, souvent informelle et précaire, les expose à des risques sanitaires microbiens significatifs, en raison de leurs conditions de travail. Compte tenu de l’importance de leur rôle et des risques considérables auxquels ils sont confrontés, la nécessité d’une étude approfondie s’est imposée afin d’évaluer spécifiquement les risques sanitaires microbiens liés à cette profession, d’où la rédaction du présent article.

#### 4.1 Abstract

In Haiti, manual pit emptiers, known as *bayakous*, face significant health risks. They work by descending naked into latrine pits, exposing themselves to pathogens and contributing to environmental contamination. This study employs the Quantitative Microbial Risk Assessment (QMRA) method to evaluate the microbial risks associated with this practice, considering nine prevalent pathogens in Haiti. Three ingestion scenarios were developed: hand-to-mouth contact, ingestion while immersed in excreta, and a combination of both. A sensitivity analysis assessed the impact of input data on study outcomes. The results indicate a high probability of

infection and illness during pit emptying operations annually for all scenarios and pathogens. Recommendations include adopting personal protective equipment (PPE) and using a manual Gulper waste pump to eliminate the need to descend directly into the pits, thereby reducing the risk of injury from sharp objects. The study proposes the establishment of intermediate disposal points approximately 5 km from collection sites to deter illegal dumping. National regulations and professionalization of the *bayakou* profession are suggested, along with awareness campaigns to promote PPE and Gulper pump usage. Addressing these issues is crucial for safeguarding the health of *bayakou* and public health in Haiti.

**Key words:** *Bayakou*, feces, health, illness, infection, QMRA

## 4.2 Highlights

- This study is the first scientific QMRA study on manual pit emptiers in Haiti.
- It considers nine pathogens and three ingestion scenarios, two of which have not been considered in previous studies.
- The results indicate that the emptiers are at higher risk of infection and illness.
- It recommends the use of PPE to mitigate health risks and the use of a Gulper pump to eliminate the need to descend directly into pit latrines.

## 4.3 Introduction

Feces contain pathogens capable of causing diseases in humans (Feachem *et al.*, 1983; Odey *et al.*, 2017; Jean-Baptiste, De Giudici et Monette, 2023a). These pathogens typically include helminths, protozoa, bacteria, and viruses. According to Gabert *et al.* (2018), approximately 1.2 million deaths per year worldwide are attributed to diseases transmitted via the fecal-oral route. Pathogens present in feces frequently contaminate individuals through accidental ingestion, skin contact, or inhalation. Once introduced into the body, these pathogens multiply, leading to infection and potential illness. In the absence of an effective immune response, an infection can become fatal without proper medical intervention. Common symptoms of these diseases include fever, abdominal pain, headache, acute diarrhea, and vomiting (Odey *et al.*, 2017).

Apart from the health problems feces cause, most individuals feel an aversion to feces because of the unpleasant odor and distance themselves as quickly as possible once their physiological needs are satisfied. However, in low-income countries like Haiti, a particular category of professionals known as *bayakous* regularly comes into direct contact with feces as part of their daily work.

*Bayakous* are manual pit emptiers who often work informally and are exclusively male (Neiburg et Nicaise, 2010). They provide sanitation services at a lower cost than mechanical emptying companies (World Bank *et al.*, 2019). Typically, they work after 10 p.m., completely naked (Neiburg et Nicaise, 2010; Mazars et Earwaker, 2013; Katz, 2014; Smith, 2014; Hersher, 2017a; Hersher, 2017b; Lozano-Gracia et Lozano, 2017; World Bank *et al.*, 2019).

*Bayakous* usually operate in groups of three individuals: the *boss* descends into the latrine pit; the *middleman* seeks contracts, negotiates with clients, and organizes payment; and the *majo* stays outside the pit to receive buckets filled with feces and illuminate the pit with a lantern (Neiburg et Nicaise, 2010; Smith, 2014; World Bank *et al.*, 2019). The roles can be interchangeable (Neiburg et Nicaise, 2010). Only one of them enters the pit, usually the boss (often while drunk), and this person may be nearly immersed in feces up to their neck (Smith, 2014). *Bayakous'* equipment typically consists of a wheelbarrow, two barrels, and a few buckets, some of which is often rented from an external company (Neiburg et Nicaise, 2010). Before entering the pit, they pour a usually soapy cleaning liquid in to reduce odors and soften the feces (Katz, 2014; Smith, 2014; Lozano-Gracia et Lozano, 2017).

These sanitation workers are exposed to considerable personal and public health risks. The pits they empty often contain sharp or pointed objects such as razors, syringes, and pieces of glass, which pose a risk of injury, especially considering that the *bayakous* are often underequipped, not wearing personal protective equipment (PPE), and working naked (Katz, 2014; Smith, 2014; Hersher, 2017a; Hersher, 2017b; Lozano-Gracia et Lozano, 2017; World Bank *et al.*, 2019). Additionally, *bayakous* frequently discharge the collected fecal sludge into the environment on abandoned land, in rivers, or in ravines (Mazars et Earwaker, 2013; Katz, 2014; Smith, 2014; Lozano-Gracia et Lozano, 2017; World Bank, 2018). *Bayakous* tend to

have a short lifespan, as they are exposed to a range of diseases such as cholera, parasitic worms, malaria, fever, and skin conditions (Smith, 2014).

Despite the risks they face, both for their own health and public health, *bayakous* seem to play an essential role in the Haitian health and socio-economic context. According to the World Bank *et al.* (2019), *bayakous* provide most sanitation services in Haiti, as the country has only five mechanical emptying companies, and these are mainly concentrated in the metropolitan area of Port-au-Prince. Moreover, these mechanical emptying companies sometimes subcontract *bayakous*, especially when they need to empty latrines for which their equipment is inadequate (Neiburg et Nicaise, 2010). *Bayakous* carry out their activities every day, or almost every day, as highlighted by Neiburg and Nicaise (2010) and Smith (2014). The *bayakou* network is organized into bases, with five identified in the metropolitan area of Port-au-Prince: Cité Soleil, Marché Salomon, Fortouron, Ravine Pintade, and Fort Dimanche (Neiburg et Nicaise, 2010).

No scientific study using the Quantitative Microbial Risk Assessment (QMRA) method to analyze the work of *bayakous* in Haiti has been identified in the scientific literature. The studies available in the literature are primarily descriptive and qualitative, conducted by researchers in human and social sciences, as well as by journalists (Neiburg et Nicaise, 2010; Mazars et Earwaker, 2013; SOIL Haiti, 2013; Katz, 2014; Smith, 2014; Lozano-Gracia et Lozano, 2017; Hersher, 2017a; Hersher, 2017b).

Internationally, scientific works on health risks associated with manual pit emptiers are scarce. The studies conducted by Chumo *et al.* (2021) in Kenya and by Tsai *et al.* (2022) in Zambia are primarily descriptive and/or qualitative, bearing a resemblance to those carried out in Haiti, while the work conducted by Sklar *et al.* (2021) in Rwanda and by Bischel *et al.* (2019) in South Africa utilized a QMRA methodology. However, the work of Bischel *et al.* (2019) did not examine pit emptying; rather, it focused on container-based sanitation (CBS) systems. The study by Sklar *et al.* (2021) exclusively looked at the scenario where pit emptiers accidentally ingested fecal matter through hand-to-mouth contact without considering the possibility of ingestion while immersed in latrine pits. In contrast, our study took into account the hand-to-mouth contact with feces scenario studied by Sklar *et al.* (2021), while also including a scenario

of direct fecal ingestion and a combined scenario. Furthermore, unlike Sklar *et al.* (2021), who limited their study to four pathogens, our study considered nine prevalent pathogens in Haiti.

Faced with the microbiological risks inherent in the *bayakous'* work and the insufficient, if not absent, local scientific data on the microbial health risks related to *bayakous'* work in Haiti, a specific QMRA tailored to their reality was necessary. The central objective of this study was to address this information and the data gap in the scientific literature. The study is organized into six key steps, in accordance with QMRA methodology: (i) problem formulation, (ii) hazard identification, (iii) exposure assessment, (iv) dose-response assessment, (v) risk characterization, and (vi) risk management. Thus, the present study aligns with an approach aimed at contributing to the understanding and reduction of microbial risks associated with the work of *bayakous* in Haiti.

#### **4.4 Methodology**

##### **4.4.1 Hazard identification**

As mentioned above, *bayakous* are regularly exposed to fecal-origin pathogens during their professional activities. In the context of this study, nine fecal-origin pathogens were selected: *Ascaris lumbricoides*, *Campylobacter* spp., *Cryptosporidium parvum*, *Escherichia coli* O157:H7, *Giardia intestinalis*, poliovirus, *Salmonella* spp., *Shigella* spp., and *Vibrio cholerae*. The diseases associated with these pathogens have been extensively documented in the literature (Feachem *et al.*, 1983; Mara, 2004; Odey *et al.*, 2017). The selection of these pathogens was motivated by several criteria aligned with those of USEPA (2012) and Jean-Baptiste *et al.* (2023): prevalence in Haiti, pathogenicity, infectivity, persistence in the environment after excretion, and the availability of a dose-response model in the literature.

##### **4.4.2 Exposure assessment**

###### **4.4.2.1 Concentration of target pathogens in feces**

The data regarding the concentration of the nine targeted pathogens in feces were extracted from the scientific literature and are summarized in Tableau 4.1.

Tableau 4.1 Concentration of target pathogens in feces

Adapted from Jean-Baptiste *et al.* (2023)

Pathogens	CFU/g for bacteria, NE/g for Ascaris, NO/g for protozoa, TCID <sub>50</sub> /g for poliovirus	References
<i>Ascaris lumbricoides</i>	10 <sup>4</sup>	(Feachem <i>et al.</i> 1983; WHO 2006)
<i>Campylobacter</i> spp.	10 <sup>3</sup>	(Misawa <i>et al.</i> , 2001; LaGier <i>et al.</i> , 2004)
<i>Cryptosporidium parvum</i>	10 <sup>3</sup>	(Valdez <i>et al.</i> 1997)
<i>Escherichia coli</i> O157:H7	3.30 x 10 <sup>2</sup>	(Westrell 2004; Schonning <i>et al.</i> 2007)
<i>Giardia intestinalis</i>	10 <sup>2</sup> to 10 <sup>3</sup>	(Straub <i>et al.</i> 1993)
Poliovirus	1.30 x 10 <sup>5</sup>	(Hovi <i>et al.</i> 2001; Lodder <i>et al.</i> 2012)
<i>Salmonella</i> spp.	10 <sup>4</sup>	(Yin Ngan <i>et al.</i> 2010; Teh <i>et al.</i> 2021)
<i>Shigella</i> spp.	10 <sup>4</sup>	(Yavzori <i>et al.</i> 1994; Mokhtari <i>et al.</i> 2012)
<i>Vibrio cholerae</i>	10 <sup>2</sup> to 10 <sup>5</sup>	(Feachem <i>et al.</i> 1983)

CFU: colony-forming unit; NE: number of eggs; NO: number of oocysts/cysts; TCID<sub>50</sub>: 50% tissue culture infectious dose.

#### 4.4.2.2 Scenarios of ingestion and measurement of the ingestion dose

Exposure pathways generally fall into three categories: accidental fecal ingestion, skin contact, and inhalation. However, due to the lack of documented dose-response models for the latter two pathways in the scientific literature, only ingestion was considered in this study.

Considering that *bayakous* typically descend completely naked into pits and are often immersed up to their necks in excreta (Smith, 2014; Lozano-Gracia et Lozano, 2017), the following three ingestion scenarios have been defined:

- Scenario 1: *Bayakous* become contaminated through hand-to-mouth contact, ingesting a quantity of pathogens designated as  $D_{pathogen}$ . Equation (4.1) was used to determine  $D_{pathogen}$ .
- Scenario 2: *Bayakous* ingest 21 mL (or 21 g) of fecal sludge per emptying operation when immersed in excreta. This corresponds to the average volume of water inadvertently ingested in one hour by an adult bathing in a pool, according to USEPA (2011a, 2011b).

- Scenario 3: *Bayakous* ingest the  $D_{pathogen}$  dose mentioned in Scenario 1 through hand-to-mouth contact, followed by the 21 g of fecal sludge mentioned in Scenario 2 when immersed in fecal sludge.

Formula (1), derived from Nicas and Best (2008), Beamer *et al.* (2015), and Sklar *et al.* (2021), was used to calculate the pathogen dose  $D_{pathogen}$  mentioned in Scenarios 1 and 3.

$$D_{pathogen} = \sum_{n=1}^{n=K} (C_{hand} \times A_{hand} \times H_{mouth} \times TE \times v) \quad (4.1)$$

$$C_{hand} = C_{pathogen/feces} \times C_{palm} \quad (4.2)$$

where  $C_{hand}$  represents the concentration of viable pathogens on the hand, expressed in pathogens/cm<sup>2</sup>. The surface area of the hand involved in touch,  $A_{hand}$ , is set at 1,070 cm<sup>2</sup> for an adult over 21 years old, following USEPA (2011a, 2011b).  $H_{mouth}$  represents the hand-to-mouth contact frequency, fixed at 0.133 min<sup>-1</sup> according to Nicas and Best (2008).  $TE$  (Transfer Efficiency) denotes the pathogen transfer rate from the hand to the mouth, established at 33% according to Sklar *et al.* (2021). The variable  $v$  symbolizes the viability of detected pathogens, assuming that all detected pathogens are viable,  $v = 100\%$ .  $C_{pathogen/feces}$ , with various values available in Table 1, represents the concentration of pathogens in feces. In the context of this study,  $C_{palm}$  is set at 47 mg/cm<sup>2</sup>, based on USEPA (2011a, 2011b) which indicate that approximately 47 mg/cm<sup>2</sup> of sludge adhere to the hands of a child playing in the mud.

#### 4.4.3 Dose-response assessment

The dose-response model establishes the relationship between the ingested pathogen dose and the probability of infection and/or illness. Two types of dose-response models are generally considered: the  $\beta$ -Poisson model and the exponential model. The  $\beta$ -Poisson model, defined by Equation (4.3), is primarily applied in the case of bacteria and helminths, while the exponential model, represented by Equation (4.4), appears to be better suited to viruses and protozoa (Tanner *et al.*, 2008; De Giudici, Guillam et Ségal, 2013). Information regarding the applicable dose-response models for the studied pathogens is summarized in Tableau 4.2.

$$P_{\text{inf}} = 1 - \left(1 + \frac{D}{\beta}\right)^{-\alpha} \quad (4.3)$$

$$P_{\text{inf}} = 1 - e^{-rD} \quad (4.4)$$

where  $P_{\text{inf}}$  represents the probability of host infection after the ingestion of a particular pathogen;  $\alpha$ ,  $\beta$ , and  $r$  are constants representing the pathogen's survival capacity in the host's body;  $D$  is the ingested dose (measured in CFU for bacteria, number of eggs for *A. lumbricoides*, number of oocysts or cysts for *C. parvum* and *G. intestinalis* respectively, and TCID<sub>50</sub> for the poliovirus). The parameters  $\alpha$ ,  $\beta$ , and  $r$  vary depending on the pathogen considered. The specific values chosen for each of these pathogens are listed in Tableau 4.2.

Tableau 4.2 Dose-response model applied to target pathogens

Adapted from Jean-Baptiste *et al.* (2023)

Pathogens	Model	Parameters	References
<i>A. lumbricoides</i>	$\beta$ -Poisson	$\alpha = 0.104$ $\beta = 1.10$	(Navarro <i>et al.</i> , 2009; O'Connor <i>et al.</i> , 2017)
<i>Campylobacter</i> spp.	$\beta$ -Poisson	$\alpha = 0.145$ $\beta = 7.59$	(Haas, Rose et Gerba, 1999; Health Canada, 2019)
<i>C. parvum</i>	Exponential	$r = 0.0042$	(Haas, Rose et Gerba, 1999; USEPA, 2012)
<i>E. coli</i> O157:H7	$\beta$ -Poisson	$\alpha = 0.248$ $\beta = 48.8$	(Teunis <i>et al.</i> 2008; USEPA 2012)
<i>G. intestinalis</i>	Exponential	$r = 0.0199$	(USEPA, 2012; Health Canada, 2019)
Poliovirus	Exponential	$r = 0.0091$	(Haas <i>et al.</i> 1999; USEPA 2012)
<i>Salmonella</i> spp.	$\beta$ -Poisson	$\alpha = 0.3126$ $\beta = 2884$	(Haas, Rose et Gerba, 1999; USEPA, 2012)
<i>Shigella</i> spp.	$\beta$ -Poisson	$\alpha = 0.21$ $\beta = 42.86$	(Haas, Rose et Gerba, 1999; USEPA, 2012)
<i>V. cholerae</i>	$\beta$ -Poisson	$\alpha = 0.25$ $\beta = 16.2$	(Haas, Rose et Gerba, 1999; USEPA, 2012)

#### 4.4.4 Risk characterization

##### 4.4.4.1 Determining the probability of infection and illness

Equations (4.3) and (4.4) were used to calculate the probability of infection per emptying operation ( $P_{inf}$ ) according to the  $\beta$ -Poisson and exponential models, respectively. Additionally, equation (5) was applied to determine the probability of infection per year ( $P_{inf/year}$ ).

$$P_{inf/year} = 1 - (1 - P_{inf})^n \quad (4.5)$$

where  $n = 274$ , representing the average daily emptyings (365 times/year) and emptyings every two days (182.5 times/year), considering daily or near-daily activity according to Neiburg and Nicaise (2010) and Smith (2014).

Equation (4.6) was used to calculate the probability of illness per emptying ( $P_{ill}$ ), while Equation (4.7), proposed by Havelaar and Swart (2014), determined the probability of illness per infection ( $P_{ill/inf}$ ) for each of the considered pathogens.

$$P_{ill} = P_{inf} \times P_{ill/inf} \quad (4.6)$$

$$P_{ill/inf} = 1 - (1 + \eta D)^{-\rho} \quad (4.7)$$

where  $\eta$  and  $\rho$  represent the parameters of a Gamma distribution associated with the duration of the infection as described by Havelaar and Swart (2014). The suggested values for  $\eta$  and  $\rho$  were  $5.15 \times 10^{-4}$  and 0.167, respectively (Havelaar et Swart, 2014).

Equation (4.8) was employed to determine the probability of illness per year ( $P_{ill/year}$ ).

$$P_{ill/year} = 1 - (1 - P_{ill})^n \quad (4.8)$$

##### 4.4.4.2 Sensitivity analysis of the results

A comprehensive sensitivity analysis was conducted to assess the potential impact of slight variations in key data on the study's findings. Specifically, the following two parameters were examined:

- **Scenario 1: Mass of fecal sludge adhered to the *bayakous'* hands**

The mass of fecal sludge adhered to the *bayakous'* hands during emptying operations was adjusted by  $\pm 25\%$ , resulting in  $47.0 \text{ mg/cm}^2 \pm 11.8 \text{ mg/cm}^2$ . Calculations were performed using these new values to determine if this factor had a significant influence on the results.

- **Scenario 2: Mass of fecal sludge ingested by the *bayakous***

Similarly, the mass of fecal sludge ingested by the *bayakous* when immersed in the excreta was adjusted by  $\pm 25\%$ , i.e.,  $21.0 \text{ g} \pm 5.25 \text{ g}$ . The impact of this variation on the final results was evaluated.

The results obtained using the derived values were compared to verify the sensitivity of the study to these two key parameters. This in-depth analysis provides a better understanding of the robustness of the study's conclusions to potential fluctuations in the input data.

#### **4.4.4.3 Risk classification**

Tableau 4.3, taken from Jean-Baptiste *et al.* (2023), was utilized to categorize the risks of infection and illness. The acceptable risk threshold ( $0.01\%$ ) corresponds to  $10^{-4}$  per person per year, in accordance with Regli *et al.* (2018).

### **4.5 Results**

#### **4.5.1 Probability of infection**

Tableau 4.4 presents the probability of infection per emptying operation. These results revealed that the probability of infection per operation is highly elevated for all the considered pathogens in all scenarios. The risks associated with *C. parvum*, *G. intestinalis*, and poliovirus reached 100%, making them the highest among the examined pathogens.

Tableau 4.3 Proposed classification of microbial risks based on the probability of infection or illness

Adapted from Westrell *et al.* (2004) and Jean-Baptiste *et al.* (2023)

Risk level	Percentage (%)
Acceptable	$\leq 0.01$
Minor	0.02 to < 1.00
Moderate	1.00 to < 5.00
Major	5.00 to 25.0
Highly elevated	> 25.0

Tableau 4.4 Probability of infection per emptying operation

Pathogens	Scenario 1	Scenario 2	Scenario 3
<i>A. lumbricoides</i>	64.3%	71.7%	72.0%
<i>Campylobacter</i> spp.	56.1%	68.3%	68.8%
<i>C. parvum</i>	100%	100%	100%
<i>E. coli</i> O157:H7	49.7%	70.8%	71.5%
<i>G. intestinalis</i>	100%	100%	100%
Poliovirus	100%	100%	100%
<i>Salmonella</i> spp.	49.1%	73.9%	74.7%
<i>Shigella</i> spp.	73.1%	83.2%	83.6%
<i>V. cholerae</i>	78.1%	87.5%	87.8%

An analysis of the data from Tableau 4.4 shows that the results were substantially similar regardless of the scenario considered, with a slight increase from Scenario 1 to Scenario 3. In the case of Scenario 2, the probability of infection per emptying operation was 1.00 to 1.51 times higher than for Scenario 1, depending on the pathogen considered. Similarly, for Scenario 3, this probability was 1.00 to 1.01 times higher than for Scenario 2. These results demonstrated that the study was minimally influenced by the scenarios considered, especially concerning the probability of infection per emptying operation. As for the probability of infection per year, it reached 100% for all pathogens in all scenarios considered. This value was thus 10,000 times higher than the acceptable risk threshold established by Regli *et al.* (2018).

#### 4.5.2 Probability of illness

Equations (4.6) and (4.7) mentioned in the methodology were used to calculate the probability of illness per operation for each pathogen considered, based on the data on probability of

infection per operation presented in Tableau 4.4. Tableau 4.5 presents the probability of illness per emptying operation. The data revealed that the risks of illness were considered major and/or highly elevated, except for Scenario 1, where the risk related to *E. coli* O157:H7 was classified as moderate. Examination of the three scenarios showed that the lowest risks were associated with *E. coli* O157:H7, *G. intestinalis*, and *Campylobacter* spp. The highest risks were observed with poliovirus, *Shigella* spp., *V. cholerae*, and *A. lumbricoides*.

Tableau 4.5 Probability of illness per emptying operation

Pathogens	Scenario 1	Scenario 2	Scenario 3
<i>A. lumbricoides</i>	22.1%	39.0%	39.7%
<i>Campylobacter</i> spp.	6.69%	23.1%	23.9%
<i>C. parvum</i>	11.9%	33.8%	34.8%
<i>E. coli</i> O157:H7	2.58%	15.9%	16.8%
<i>G. intestinalis</i>	5.00%	22.0%	23.0%
Poliovirus	56.7%	70.2%	70.7%
<i>Salmonella</i> spp.	16.9%	40.2%	41.2%
<i>Shigella</i> spp.	25.1%	45.2%	46.0%
<i>V. cholerae</i>	17.6%	39.2%	40.2%

As previously observed in the probability of infection per emptying operation, an increase in the probability of illness per emptying operation from Scenario 1 to Scenario 3 was noted, while the results of Scenarios 2 and 3 were similar. The results of Scenario 2 were 1.24 to 6.15 times higher than the results of Scenario 1, depending on the pathogen considered. Similarly, the results of Scenario 3 were 1.02 to 1.06 times higher than for Scenario 2, depending on the pathogen considered. Just like the probability of infection per year, the probability of illness per year reached 100% for all pathogens and in all scenarios considered. These results indicate that the annual risk of illness is high among *bayakous*. These results are consistent with the studies by Smith (2014) and Chumo *et al.* (2021), which highlight that manual pit emptiers, often affected by infectious diseases such as cholera, diarrhea, skin conditions, headaches, vomiting, tend to have a reduced lifespan.

#### 4.6 Discussion

The results of the study highlight particularly concerning microbial health risks for the *bayakous*. First, the probability of infection per emptying operation is alarming, reaching even

100% for certain pathogens, regardless of the scenario considered. This underscores the particularly high exposure of *bayakous* to infectious risks in their daily work, despite slight variations in the conditions studied.

Furthermore, the analysis reveals significant risks of illness, with most of the studied pathogens presenting risks classified as major or highly elevated. Particularly dangerous pathogens, such as poliovirus, *Shigella* spp., *V. cholerae*, and *A. lumbricoides*, are identified as being of particular concern, highlighting the potentially severe health consequences for the *bayakous*. The risk of illness per operation (Table 4.5) is logically lower than the risk of infection per operation (Table 4.4), as infection does not necessarily lead to illness, depending on the host's immune system robustness, or if they have already been exposed to the considered pathogens (Haas *et al.*, 1999; Health Canada, 2019).

A particularly alarming finding is that the probability of infection and illness per year reaches 100% for all pathogens and all scenarios, significantly exceeding the acceptable risk threshold. These findings demonstrate that the working conditions of the *bayakous* expose them to considerable health risks, requiring urgent measures to protect these manual pit emptiers and significantly reduce these risks.

Overall, these results align with those of other available microbial risk assessment studies in the literature, which unanimously conclude that the microbial risk associated with manual emptying is high (Stenström *et al.*, 2011; Fuhrmann *et al.*, 2016; Gautam *et al.*, 2021; Sklar *et al.*, 2021). However, the level of risk presented in this study is higher than that mentioned in other QMRA studies (Fuhrmann *et al.*, 2016; Sklar *et al.*, 2021). This disparity could be explained by differences in the practice of manual pit emptying in Haiti, where manual pit emptiers generally work naked, unlike in other studies where this practice has not been identified.

These results do not imply that all *bayakous* will be systematically infected or fall ill, but rather highlight the microbial health risks to which they are exposed. The most immunologically vulnerable individuals may contract the illness, while others may not be affected. According to Haas *et al.* (1999), the generally vulnerable demographic sub-categories to pathogens

include, among others, children (< 5 years), the elderly (> 65 years), pregnant women, diabetics, alcoholics, the immunocompromised (AIDS patients, and others), and those suffering from malnutrition. Conversely, those who have already been exposed to certain pathogens may have developed immunity, as mentioned earlier. However, the fact that manual pit emptiers often work under the influence of alcohol to better cope with their difficult working conditions (Smith, 2014; Chumo *et al.*, 2021), places them in the category of people who are more immunologically sensitive, potentially making them more vulnerable to pathogens.

#### **4.6.1 Sensitivity analysis and study limitations**

As mentioned in the methodology, a sensitivity analysis was conducted to determine whether a slight variation in the input data for Scenarios 1 and 2 would have a significant impact on the study's results presented in Tableau 4.4 and Tableau 4.5. The data generated during the sensitivity analysis (Tableau 4.6 and Tableau 4.7) indicate that the variations made did not have significant effects on the results of the study. The risk of infection and/or illness remained major, even highly elevated, with the exception of *E. coli* and *G. intestinalis*, for which the disease risk was classified as moderate when  $35.2 \text{ mg/cm}^2$  was applied to Scenario 1. The probabilities of infection and illness per year remained constant, i.e., equal to 100%. This sensitivity analysis strengthens the reliability of the data presented in Tableau 4.4 and Tableau 4.5.

The conducted study has certain inherent limitations. Particularly, data on the concentration of pathogens in feces were not directly derived from Haiti but rather from scientific literature. To achieve more representative results, field studies in collaboration with the *bayakous* would be necessary to conduct microbiological tests and precisely determine the concentration of pathogens on their hands. Additionally, integrating epidemiological data specific to morbidity among *bayakous* in Haiti could have confirmed or refuted the observed trends, but such data were not available. In summary, a more in-depth and contextual approach, including data from field studies and Haiti-specific epidemiological data, would enhance the validity and relevance of the obtained results.

Tableau 4.6 Sensitivity analysis on the probability of infection per emptying operation

Pathogens	Scenario 1			Scenario 2		
	Mass of fecal sludge adhered to hands (mg/cm <sup>2</sup> )			Mass of ingested fecal sludge (g)		
	35.2 (+25%)	47.0 (Reference value)	58.8 (-25%)	15.8 (+25%)	21.0 (Reference value)	26.3 (-25%)
<i>A. lumbricoides</i>	63.2%	64.3%	65.1%	70.9%	71.7%	72.4%
<i>Campylobacter</i> spp.	54.2%	56.1%	57.5%	67.0%	68.3%	69.3%
<i>C. parvum</i>	100%	100%	100%	100%	100%	100%
<i>E. coli</i> O157:H7	46.2%	49.7%	52.3%	68.7%	70.8%	72.4%
<i>G. intestinalis</i>	100%	100%	100%	100%	100%	100%
Poliovirus	100%	100%	100%	100%	100%	100%
<i>Salmonella</i> spp.	45.0%	49.1%	52.2%	71.5%	73.9%	75.7%
<i>Shigella</i> spp.	71.4%	73.1%	74.3%	82.2%	83.2%	84.0%
<i>V. cholerae</i>	76.4%	78.1%	79.3%	86.6%	87.5%	88.2%

Tableau 4.7 Sensitivity analysis on the probability of illness per emptying operation

Pathogens	Scenario 1			Scenario 2		
	Mass of FS adhered to hands (mg/cm <sup>2</sup> )			Mass of ingested FS (g)		
	35.2 (+25%)	47.0 (Reference value)	58.8 (-25%)	15.8 (+25%)	21.0 (Reference value)	26.3 (-25%)
<i>A. lumbricoides</i>	19.8%	22.1%	23.8%	36.9%	39.0%	40.5%
<i>Campylobacter</i> spp.	5.32%	6.69%	7.91%	20.7%	23.1%	25.0%
<i>C. parvum</i>	9.79%	11.9%	13.8%	30.9%	33.8%	36.0%
<i>E. coli</i> O157:H7	1.90%	2.58%	3.26%	13.4%	15.9%	17.9%
<i>G. intestinalis</i>	3.92%	5.00%	6.02%	19.1%	22.0%	24.3%
Poliovirus	54.5%	56.7%	58.2%	68.7%	70.2%	71.3%
<i>Salmonella</i> spp.	14.1%	16.9.0%	19.1%	37.3%	40.2%	42.4%
<i>Shigella</i> spp.	22.4%	25.1%	27.2%	42.8%	45.2%	47.0%
<i>V. cholerae</i>	15.0%	17.6%	19.6%	36.5%	39.2%	41.3%

#### 4.7 Microbial risk management

The analysis of the data in Tableau 4.4 and Tableau 4.5, as well as the sensitivity analyses (

Tableau 4.6 and Tableau 4.7), shows that the activity of the *bayakous* undeniably represents a microbial health risk. Indeed, the results indicate that the annual risk of infection and illness far exceeds the acceptable risk threshold recommended by Regli *et al.* (2018). However, the socio-economic and health reality in Haiti means that their work remains essential. Haiti's

mechanical emptying companies are concentrated in the metropolitan area of Port-au-Prince, which means that *bayakous* are often the only emptying service providers in certain areas, especially in areas that are inaccessible to emptying trucks. To minimize the microbial risks associated with manual emptying in Haiti, sanitation management must be reconsidered. A paradigm shift in sanitation governance is an essential step in implementing more effective and safer approaches, thereby reducing the hazards arising when these sanitation workers come into direct contact with potentially contaminated fecal sludge.

Government authorities, especially the national agency responsible for this sector, should establish intermediate unloading points located within 5 km of collection sites—a distance recommended by Monvois *et al.* (2010)—to prevent *bayakous* from dumping collected sludge into the environment. The fecal sludge could be then transported to better-equipped sites. These types of facilities should be implemented in all 10 geographical departments and even in all 42 districts of the country. Additionally, government authorities must intensify efforts to regulate and professionalize the *bayakous*' profession, extending these initiatives nationwide.

A solution like the manual Gulper pump, recommended by Oxfam (2007), could be implemented so that *bayakous* would not need to descend into the pits during the emptying process. This pump, which can be manufactured from locally available materials, was detailed by Oxfam (2007), Strande *et al.* (2014), Tilley *et al.* (2014) and Gabert *et al.* (2018). *Bayakous* could use the pump to avoid coming into direct contact with sharp or pointed objects in the pits that can cause injuries. At the same time, *bayakous* should use personal protective equipment (PPE), including boots, pants, gloves, and face masks, during their interventions. Awareness campaigns are necessary to promote use of the Gulper pump and PPE to improve the working conditions of *bayakous* and reduce the microbial risks associated with their work.

#### 4.8 Conclusion

The objective of this study was to quantitatively assess the microbial risks associated with the work of manual pit emptiers in Haiti, commonly known as *bayakous*, and to propose appropriate solutions. The results indicate that *bayakous* are exposed to major or highly elevated risks in all scenarios examined, exceeding the acceptable risk threshold by 514 to

10,000 times. In light of these results, the national authority responsible for this sector in Haiti must increase efforts to regulate and professionalize the *bayakou* profession, extending these initiatives nationwide. This would help control the number of *bayakous* operating in the country, provide adequate training, and prevent health issues related to their work. To better support these sanitation workers, the study suggests the use of personal protective equipment, the adoption of the Gulper pump during emptying operations, and the implementation of awareness campaigns to promote the acceptability of these measures.



## CHAPITRE 5

### COMPARATIVE LIFE CYCLE ASSESSMENT OF EXCRETA MANAGEMENT SYSTEMS THROUGH COMPOSTING AND BIOMETHANIZATION: CASE OF A LOW-INCOME TROPICAL COUNTRY

Davidson Jean-Baptiste<sup>a</sup>, and Frédéric Monette<sup>a</sup>

<sup>a</sup> Département de génie de la construction, École de technologie supérieure,  
1100 Notre-Dame Ouest, Montréal, Québec, Canada, H3C 1K3

Article publié dans « Water Science & Technology »,  
juin 2024

Les articles précédent (Articles 1 et 2) ont exploré sur le risque sanitaire microbien liés à l'utilisation de la toilette sèche à litière biomaîtrisée et à la pratique de vidange manuelle des fosses par les *bayakous*. L'ÉQRM est jugée plus pertinente que l'ACV pour évaluer ces risques, car l'ACV ne prend pas en compte les risques sanitaires d'origine microbienne. Le présent article se concentre sur une ACV comparative des filières d'assainissement autonome, intégrant des technologies intensives de traitement et de valorisation des boues par compostage ou biométhanisation. Cette approche vise à évaluer l'impact sanitaire et environnemental global de ces filières d'assainissement, en tenant compte des maillons accès aux toilettes, évacuation et traitement des boues fécales.

#### 5.1 Abstract

Low-income tropical regions, such as Haiti, grapple with environmental issues stemming from inadequate sanitation infrastructure for fecal sludge management. This study scrutinizes on-site sanitation systems in these regions, evaluating their environmental impacts and pinpointing improvement opportunities. The focus is specifically on systems integrating excreta valorization through composting and/or anaerobic digestion. Each system encompasses toilet access, evacuation, and sludge treatment. A comparative Life Cycle Assessment (LCA) was undertaken, with the functional unit being the management of one ton of excreta in Haiti over a year. Six scenarios representing autonomous sanitation systems were devised by combining three toilet types (container-based toilets, ventilated improved pit (VIP) latrines, and flush

toilets) with two sludge treatment processes (composting and biomethanization). Biodegger-based systems exhibited 1.05 times higher sanitary impacts and 1.03 times higher ecosystem impacts than those with composters. Among toilet types, container-based toilets had the lowest impacts, followed by VIP latrines, with flush toilets having the highest impacts. On average, flush toilet scenarios were 3.85 times more impactful than VIP latrines and 4.04 times more impactful than those with container-based toilets in terms of human health impact. Critical variables identified include the use of toilet paper, wood shavings, greenhouse gas (GHG) emissions and construction materials.

**Keywords:** environment, excreta, Haiti, health, LCA, sanitation.

## 5.2 Highlights

- This study analyzes the on-site sanitation chain components throughout their life cycle, assessing three types of toilets in Haiti and two sludge valorization scenarios, resulting in six scenarios.
- Scenario 6 had the highest sanitary impact, while Scenario 3 had the lowest.
- Scenario 4 showed the highest ecosystem impacts, with Scenario 1 displaying the lowest impact.
- Key hotspots identified: toilet paper, wood shavings and GHG emissions.

### 5.3 Graphical abstract

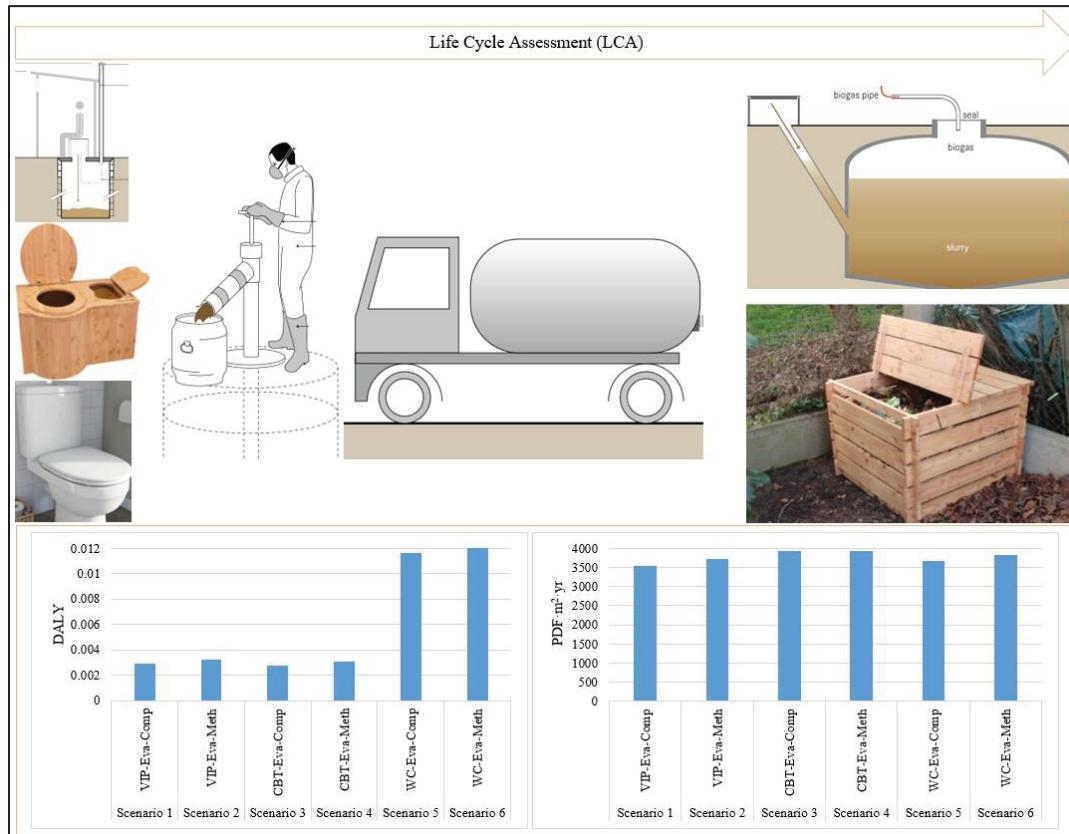


Figure 5.1 Graphical synopsis of the study

### 5.4 Introduction

The planet Earth is currently facing an unprecedented population growth, leading to an increase in the consumption of natural resources and, consequently, a growing production of solid and liquid waste, as well as gas emissions, particularly in urban areas (Maja et Ayano, 2021; Voukkali *et al.*, 2023). These residues exert increasing pressure on ecosystems, contributing to a growing environmental pollution that could have a negative impact on both the environment and human health.

Among these residues are wastewater and fecal sludge. Wastewater is typically managed by centralized sanitation systems, commonly used in industrialized countries (Gabert *et al.*, 2018), with sewage sludge resulting from treatment processes. Fecal sludge, on the other hand, falls under on-site sanitation, primarily used in low-income countries (Gabert *et al.*, 2018; Penn *et*

*al.*, 2018; Strande, Ronteltap et Brdjanovic, 2014). The untreated discharge of these residues into the environment can lead to health problems, including oro-fecal infections and diseases, as well as environmental issues such as eutrophication of aquatic ecosystems (Gabert *et al.*, 2018; Mara, 2004; Strande, Ronteltap et Brdjanovic, 2014). The implementation of effective and sustainable sanitation technologies and systems to address this situation is, therefore, a necessity. However, ensuring that these solutions result in real environmental benefits becomes crucial to avoid simply shifting the problem from one place to another and/or from one form to another. Life Cycle Assessment (LCA) allows for the quantification of environmental impacts associated with various sanitation systems and technologies and facilitates their comparison. This ensures better decision-making and, consequently, the implementation of more sustainable sanitation systems by minimizing negative effects on the environment and human health.

While numerous LCA studies have been conducted on centralized sanitation systems (Butin *et al.*, 2011; Renou, 2006; Reverdy et Pradel, 2010; Risch, Boutin et Roux, 2021; Rodrigues *et al.*, 2021; Thibodeau *et al.*, 2014), there has been limited research dedicated to on-site systems. Furthermore, existing studies have primarily focused on specific components of the system rather than the entire on-site sanitation system. Some studies have addressed toilets (Anastasopoulou *et al.*, 2018a; Anastasopoulou *et al.*, 2018b), while others have explored technologies for the treatment and/or valorization of excreta (Gallego-Schmid et Tarpani, 2019; Imansyah et Karnaningoem, 2020). A few studies have examined all components of the system (Anand et Apul, 2011; Benetto *et al.*, 2009; Gao *et al.*, 2017; Risch, Boutin et Roux, 2021; Shi *et al.*, 2018); however, they generally focused on centralized systems, occasionally incorporating a scenario based on an on-site sanitation system. This research aims to contribute to filling this gap in scientific literature by focusing exclusively on on-site sanitation systems.

The main objective of this study is to compare the main on-site sanitation systems implemented in low-income tropical countries using LCA, based on a case study in Haiti. Specifically, this approach aims to identify: (i) the systems most suitable for the sanitary and environmental context of these countries, and (ii) the sensitive variables within each system considered, thereby identifying areas for improvement. The study also seeks to provide a decision support

tool for on-site sanitation, offering key information on the environmental performance of the various systems considered. The results of this research are primarily targeted at policymakers, the scientific community, and anyone interested in the research and implementation of sustainable and inclusive on-site sanitation technologies/systems. By enhancing the understanding of on-site sanitation systems and their impacts, this study will contribute to the continuous improvement of these systems and the promotion of more sustainable solutions in low-income tropical countries.

## **5.5 Methodology**

### **5.5.1 Scope of the study**

#### **5.5.1.1 Description of the systems assessed**

The sanitation systems studied each consist of three successive components: (i) toilet access, (ii) evacuation (excreta disposal), and (iii) fecal sludge treatment (Gabert *et al.*, 2018). The “evacuation” component encompasses toilet emptying and the transport of fecal sludge to a treatment site. The “treatment” component includes the processing and valorization of the sludge. Three toilet technologies were considered: container-based toilet (CBT), ventilated improved pit latrine (VIP), and flush toilet (W.C.). An adaptation of data from DINEPA *et al.* (2013) was conducted to model the toilets, particularly the VIP latrine. Specifically, each examined toilet is constructed on an area of 1.70 m<sup>2</sup>, with dimensions of 1.70 m in length, 1.00 m in width, and 1.80 m in height. The VIP and flush toilets are connected to a pit with a capacity of 1.92 m<sup>3</sup>. The foundation of these toilets is made of concrete, while the superstructure and roofing are constructed of wood and aluminum, respectively.

Regarding the emptying of excreta from VIP latrines and flush toilets, this is carried out by manual emptiers, known as “*bayakous*” in Haiti, followed by transportation using sewage trucks. The use of a manual pump such as the Gulper pump is recommended for extracting sludge from the pit to prevent direct contact between *bayakous* and excreta. This pump can be locally manufactured using available materials (Oxfam, 2007; Strande *et al.*, 2014; Gabert *et al.*, 2018).

As for CBT, the sludge management process begins with users voluntarily bringing their excreta, which contains wood shavings, to a collection point. Once collected, the fecal sludge, totaling 1 ton, is stored in five 208 L (55 gal.) drums. Subsequently, these drums are transported by truck to a treatment station located 10 km from the initial extraction point. Treatment and/or valorization of excreta are then carried out using anaerobic digestion and/or composting processes. These methods allow for the valorization of sludge by producing biogas intended for use as cooking fuel instead of charcoal or natural gas, or compost that can be used as organic fertilizer, replacing chemical fertilizers. The considered scenarios are listed in Tableau 5.1.

Tableau 5.1 Presentation of the six scenarios considered in the study

Scenarios	1 <sup>st</sup> component	2 <sup>nd</sup> component	3 <sup>rd</sup> component
Scenario 1	VIP latrine	Evacuation	Composting
Scenario 2			Biomethanization
Scenario 3			Composting
Scenario 4			Biomethanization
Scenario 5			Composting
Scenario 6			Biomethanization

### 5.5.1.2 Function and functional unit

The studied sanitation systems have the primary function of managing human excreta to protect human health and the environment from the potential hazards of fecal pollution. Multifunctional in nature, these systems also serve the following co-functions: (i) compost production through composting and/or (ii) biogas production through anaerobic digestion. The functional unit of the study is defined as follows: “manage 1 ton of fecal sludge (wet basis) in Port-au-Prince (Haiti) over one year”.

The fecal sludge considered contains (i) 23.4% dry matter (DM), equivalent to 234 kg of dry matter per ton (those from CBT are composed of 40.0% DM due to the addition of wood shavings), (ii) 25.5 kg/t of total nitrogen, (iii) 3.68 kg/t of total phosphorus, (iv) 8.00 kg/t of potassium, and (v) a chemical oxygen demand (COD) of 635 kg/t. These data were obtained from the arithmetic average of the values presented by Strande *et al.* (2014) et Andriani *et al.* (2015). The data concerning the amount of feces produced per person per year come from the study conducted by Jean *et al.* (2017), which estimates that an average Haitian produces

between 120 and 130 g of feces (wet basis) per day. An arithmetic average of 125 g of feces per person per day was therefore applied.

### 5.5.1.3 System boundaries

The studied system is characterized by a holistic approach that considers the entire life cycle of the analyzed systems and technologies. The Gulper pump is not used during the evacuation of sludge from CBT, as it does not have a pit. Figure 5.2 and Figure 5.3 illustrate the system boundaries, delineating the elements included in the life cycle analysis of the evaluated systems. This approach allows for more relevant results on the environmental impacts of each technology throughout its life cycle, from manufacturing to use, including transportation and waste disposal.

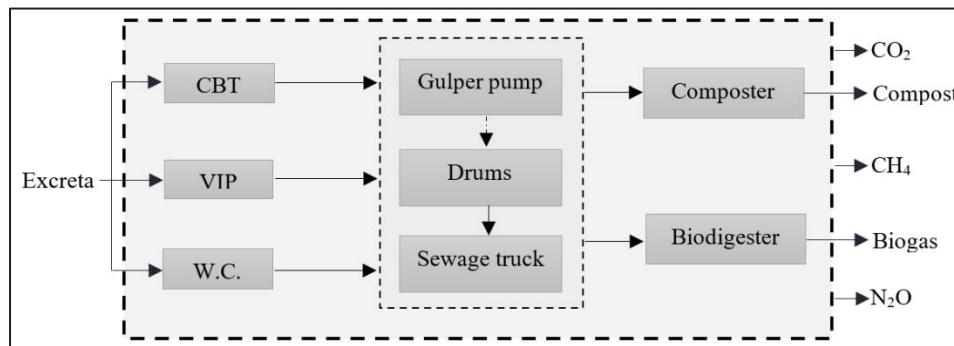


Figure 5.2 System boundaries

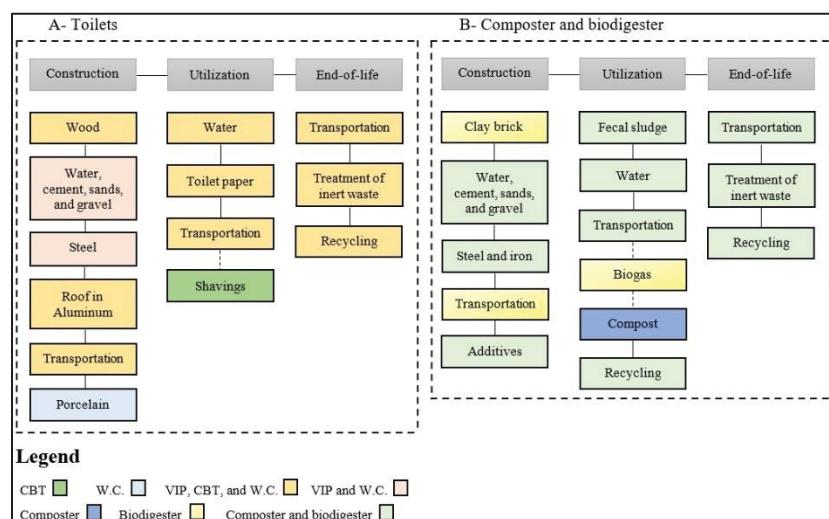


Figure 5.3 Main components of the upstream and downstream links

### **5.5.1.4 Impact assessment method, and allocation rule**

To assess the potential environmental impacts of the studied systems, the *Impact World+* method (Damage 1.47), as described by Bulle *et al.* (2019) was employed. Additionally, a sensitivity analysis was conducted using the Impact 2002+ method, comparing the results obtained with the Impact World+ method.

Given that these systems are multifunctional and generate co-products such as compost and/or biogas, the system expansion allocation method was applied in accordance with ISO 14044 (2006). This allocation approach assigns to co-products their share of the environmental burden, thereby highlighting the avoided impacts. It also enabled the consideration of recycling of certain products (steel, plastics, wood and aluminum) during the dismantling of the system at the end of its life cycle.

### **5.5.2 Life cycle inventory assessment**

The data used to model the studied systems come from various sources, including: (i) a manufacturer of CBT named Lécopot, (ii) direct measurements conducted in the laboratory using an Ohaus Explorer balance model EX6202/E for parts with a mass less than 6.20 kg and a GKF 165aH balance for parts exceeding 6.20 kg, (iii) the technical reference developed by the National Directorate of Drinking Water and Sanitation in Haiti (DINEPA *et al.*, 2013), (iv) the ecoinvent version 3.7 database, and (vi) scientific literature.

Tableau 5.2 lists the specific sources of data used in the study, along with an evaluation of the data quality, adhering to the criteria outlined by Weidema *et al.* (2013) and Bicalho *et al.* (2017).

Equation (5.1) was used to estimate the amount of greenhouse gases (GHG) emitted by the toilets examined. To reach the defined functional unit, 22 people per year are required. Regarding biomethanization, the gas emission data is based on an adaptation of the data provided by Ioannou-Ttofa *et al.* (2021). Tableau 5.3 presents detailed information on the emission factors used.

$$\text{Emission} = \text{Emission rate} \times \text{Number of people/year} \quad (5.1)$$

Tableau 5.2 Sources of life cycle inventory data used in the study

Types of data	Data quality	References
CBT	Good quality (1, 4, 5, 1, 1)	Julien BOYER, manager of Lécopot, manufacturer of CBT, and Fabulous toilettes (2016)
VIP latrine	Good quality (2, 4, 5, 3, 1)	Mara (1984); DINEPA <i>et al.</i> (2013); Tilley <i>et al.</i> (2016)
W.C.	Good quality (1, 4, 5, 1, 2)	Direct measurements in the laboratory, and DINEPA <i>et al.</i> (2013)
Gulper pump	Good quality (3, 4, 4, 2, 1)	Strande <i>et al.</i> (2014); Gabert <i>et al.</i> (2018)
Fecal sludge	Good quality (2, 2, 5, 1, 1)	Strande <i>et al.</i> (2014); Andriani <i>et al.</i> (2015)
Sewage truck	Good quality (1, 2, 5, 2, 3)	Ecoinvent database version 3.7
Composter	Good quality (2, 2, 4, 2, 3)	Ecoinvent database version 3.7
Biodigester	Good quality (3, 3, 4, 1, 2)	Andriani <i>et al.</i> (2015); Ioannou-Ttofa <i>et al.</i> (2021)

Tableau 5.3 Information about the GHG emission factors used in the modeling of toilets and composting for the study

Technology	Emission rate (ER) and/or Emission factor (EF)	References
CBT	ER = 0.454 kg CH <sub>4</sub> /capita/year	(Johnson <i>et al.</i> , 2022)
	ER = 0.0661 kg N <sub>2</sub> O/capita/year	
VIP latrine	ER = 1.134 kg de CH <sub>4</sub> /capita/year	
	ER = 0.0661 kg N <sub>2</sub> O/capita/year	
W.C.	ER = 1.804 kg CH <sub>4</sub> /capita/year	
	ER = 0.0441 kg N <sub>2</sub> O/ capita/year	
Composting	EF = 4.0 g CH <sub>4</sub> /kg (or 4.0 kg CH <sub>4</sub> /t)	(IPCC, 2006)
	EF = 0.24 g N <sub>2</sub> O/kg (or 0.24 kg de N <sub>2</sub> O/t)	

These data have been analyzed and normalized to correspond to the scale of the functional unit. Subsequently, they were modeled using the LCA software OpenLCA version 1.11.0. All information regarding inputs and outputs used in the modeling of the studied systems is accessible in the “Data availability statement.”

## 5.6 Results and discussion

### 5.6.1 Assessment of the potential impacts of sanitation systems on human health

Tableau 5.4 and Figure 5.4 present the results of the health impact assessment of the studied sanitation systems. Each scenario value has been normalized by dividing it by the value of Scenario 6, and the corresponding ratio is indicated above the histogram bars in Figure 5.4. Thus, Figure 5.4 illustrates both the overall and relative impact of each scenario. The analysis of the results reveals the descending order of scenarios with the most impact on human health. Scenario 6 has the highest impact, followed by Scenario 5, Scenario 4, Scenario 2, Scenario 1, and Scenario 3. These results indicate that systems with flush toilets (Scenarios 5 and 6) are on average 3.85 times more impactful than those with VIP latrines (Scenarios 1 and 2) and 4.04 times more impactful than those with CBT (Scenarios 3 and 4). Moreover, when comparing two systems equipped with the same type of toilets, those incorporating a biodigester were found to be on average 1.05 times more impactful than those equipped with a composter, depending on the scenario considered. However, the health impact of the biodigester ( $3.62 \times 10^{-4}$  DALY) is 10.4 times higher than the impact of the composter ( $3.47 \times 10^{-5}$  DALY).

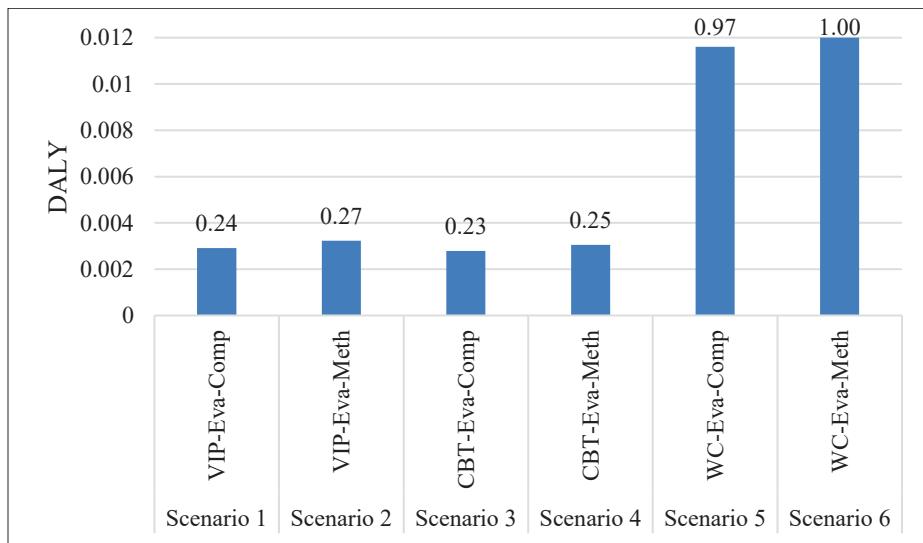


Figure 5.4 Classification of scenarios in terms of health impact, with ratios compared to scenario 6 overlaid on the bars

Tableau 5.4 Impacts on human health, in DALYs, and impact rate, in percentage

Indicator	Scenario 1	Scenario 2	Scenario 3	Scenario 4	Scenario 5	Scenario 6
	VIP-Eva-Comp	VIP-Eva-Meth	CBT-Eva-Comp	CBT-Eva-Meth	WC-Eva-Comp	WC-Eva-Meth
Climate change, human health, long term	$6.84 \times 10^{-4}$ (23.5%)	$8.49 \times 10^{-4}$ (26.3%)	$8.10 \times 10^{-4}$ (29.0%)	$9.42 \times 10^{-4}$ (30.9%)	$7.07 \times 10^{-4}$ (6.07%)	$8.72 \times 10^{-4}$ (7.29%)
Climate change, human health, short term	$8.91 \times 10^{-4}$ (30.7%)	$9.39 \times 10^{-4}$ (29.1%)	$5.29 \times 10^{-4}$ (18.9%)	$5.64 \times 10^{-4}$ (18.5%)	$1.30 \times 10^{-3}$ (11.1%)	$1.35 \times 10^{-3}$ (11.2%)
Human toxicity cancer, long term	$1.42 \times 10^{-6}$ (0.05%)	$1.54 \times 10^{-6}$ (0.05%)	$1.75 \times 10^{-6}$ (0.06%)	$1.80 \times 10^{-6}$ (0.06%)	$1.42 \times 10^{-6}$ (0.01%)	$1.54 \times 10^{-6}$ (0.01%)
Human toxicity cancer, short term	$1.00 \times 10^{-4}$ (3.45%)	$1.00 \times 10^{-4}$ (3.11%)	$7.84 \times 10^{-5}$ (2.81%)	$7.14 \times 10^{-5}$ (2.34%)	$1.00 \times 10^{-4}$ (0.86%)	$1.00 \times 10^{-4}$ (0.84%)
Human toxicity non-cancer, long term	$4.50 \times 10^{-5}$ (1.55%)	$4.85 \times 10^{-5}$ (1.50%)	$5.47 \times 10^{-5}$ (1.90%)	$5.63 \times 10^{-5}$ (1.84%)	$4.50 \times 10^{-5}$ (0.39%)	$4.85 \times 10^{-5}$ (0.41%)
Human toxicity non-cancer, short term	$4.62 \times 10^{-5}$ (1.59%)	$4.85 \times 10^{-5}$ (1.50%)	$5.41 \times 10^{-5}$ (1.94%)	$5.46 \times 10^{-5}$ (1.79%)	$4.62 \times 10^{-5}$ (0.40%)	$4.85 \times 10^{-5}$ (0.41%)
Ionizing radiation, human health	$3.83 \times 10^{-7}$ (0.01%)	$4.26 \times 10^{-7}$ (0.01%)	$5.27 \times 10^{-7}$ (0.02%)	$5.59 \times 10^{-7}$ (0.02%)	$3.80 \times 10^{-7}$ (0.00%)	$4.24 \times 10^{-7}$ (0.00%)
Ozone layer depletion	$4.35 \times 10^{-8}$ (0.00%)	$5.31 \times 10^{-8}$ (0.00%)	$5.71 \times 10^{-8}$ (0.00%)	$6.50 \times 10^{-8}$ (0.00%)	$4.34 \times 10^{-8}$ (0.00%)	$5.30 \times 10^{-8}$ (0.00%)
Particulate matter formation	$2.00 \times 10^{-4}$ (6.88%)	$2.20 \times 10^{-4}$ (6.80%)	$3.48 \times 10^{-4}$ (12.4%)	$3.55 \times 10^{-4}$ (11.6%)	$1.99 \times 10^{-4}$ (1.71%)	$2.18 \times 10^{-4}$ (1.83%)
Photochemical oxidant formation	$3.46 \times 10^{-8}$ (0.00%)	$4.25 \times 10^{-8}$ (0.00%)	$5.49 \times 10^{-8}$ (0.00%)	$6.12 \times 10^{-8}$ (0.00%)	$3.44 \times 10^{-8}$ (0.00%)	$4.24 \times 10^{-8}$ (0.00%)
Water availability, human health	$9.39 \times 10^{-4}$ (32.3%)	$1.02 \times 10^{-3}$ (31.6%)	$9.19 \times 10^{-4}$ (32.9%)	$1.01 \times 10^{-3}$ (33.0%)	$9.24 \times 10^{-3}$ (79.4%)	$9.33 \times 10^{-3}$ (78.0%)

VIP: VIP latrine; CBT: Container-based toilet; WC: Flush toilet; Eva: Evacuation; Comp: composting; Meth: methanization

The data presented as percentages in Tableau 5.4 indicate the contribution of impact indicators to the global impact. Analyzing this data reveals that the indicators with the greatest impact on the global result are water availability (responsible for 31.6 to 79.4% of the overall impact depending on the scenario considered), short- and long-term climate change (responsible for 6.07 to 30.9% of the overall impact), particulate matter formation ( $\text{PM}_{2.5}$ , responsible for 1.71 to 12.4% of the overall impact), and short-term cancer (responsible for 0.84% to 3.45% of the overall impact). Conversely, the indicators with the lowest percentages are human toxicity cancer, long term, photochemical oxidant formation, ozone layer depletion, and ionizing radiation, each responsible for less than 0.10% of the overall impact.

### 5.6.2 Assessment of impacts on ecosystems

Tableau 5.5 and Figure 5.5 present the results of the ecosystems impact of the sanitation systems examined. The ratio, representing the relationship of each scenario to Scenario 6, is indicated above the histogram bars in Figure 5.5, which illustrates both the overall and relative impact of each scenario. The results reveal a decreasing order of impacts on ecosystems, starting with Scenario 4 having the highest impact, followed by Scenario 3, Scenario 6, Scenario 2, Scenario 5, and finally Scenario 1, which has the least impact among all evaluated scenarios.

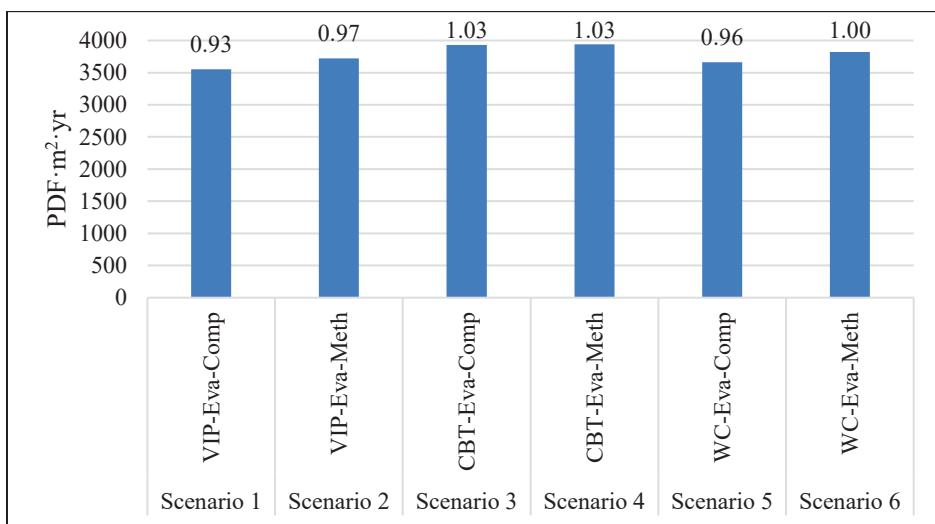


Figure 5.5 Classification of scenarios in terms of ecosystem impact, with ratios compared to Scenario 6 overlaid on the bars

These results emphasize once again that scenarios incorporating a biodigester have, on average, an impact 1.03 times higher than those incorporating a composter. However, the ecosystem impact of the biodigester ( $4.26 \times 10^2$  PDF·m<sup>2</sup>·yr) is 1.72 times higher than the impact of the composter ( $2.48 \times 10^2$  PDF·m<sup>2</sup>·yr). Scenarios with a CBT have the highest impact, while those with a VIP latrine have the lowest impact. Indeed, scenarios equipped with a CBT are, on average, 1.05 times more impactful than those equipped with a flush toilet, and 1.08 times more impactful than those containing a VIP latrine.

Tableau 5.5 Impacts on ecosystems, in  $\text{PDF} \cdot \text{m}^2 \cdot \text{yr}$ , and impact rate, in percentage

Indicator	Scenario 1	Scenario 2	Scenario 3	Scenario 4	Scenario 5	Scenario 6
	VIP-Eva-Comp	VIP-Eva-Meth	CBT-Eva-Comp	CBT-Eva-Meth	WC-Eva-Comp	WC-Eva-Meth
Climate change, ecosystem quality, long term	$1.52 \times 10^2$ (4.28%)	$1.88 \times 10^2$ (5.06%)	$1.79 \times 10^2$ (4.55%)	$2.08 \times 10^2$ (5.27%)	$1.58 \times 10^2$ (4.33%)	$1.95 \times 10^2$ (5.09%)
Climate change, ecosystem quality, short term	$1.93 \times 10^2$ (5.42%)	$2.03 \times 10^2$ (5.45%)	$1.14 \times 10^2$ (2.91%)	$1.22 \times 10^2$ (3.09%)	$2.80 \times 10^2$ (7.66%)	$2.90 \times 10^2$ (7.60%)
Freshwater acidification	2.68 (0.08%)	2.91 (0.08%)	3.21 (0.08%)	3.34 (0.08%)	2.66 (0.07%)	2.90 (0.08%)
Freshwater ecotoxicity, long term	$2.03 \times 10^3$ (57.2%)	$2.14 \times 10^3$ (57.5%)	$2.39 \times 10^3$ (61.0%)	$2.37 \times 10^3$ (60.0%)	$2.04 \times 10^3$ (55.7%)	$2.14 \times 10^3$ (56.1%)
Freshwater ecotoxicity, short term	10.4 (0.29%)	10.8 (0.29%)	20.5 (0.52%)	20.2 (0.51%)	10.3 (0.28%)	10.7 (0.28%)
Freshwater eutrophication	-9.18 (-0.25%)	-9.17 (-0.25%)	-9.11 (-0.23%)	-9.11 (-0.23%)	-9.17 (-0.25%)	-9.17 (-0.24%)
Ionizing radiation, ecosystem quality	$3.48 \times 10^{-8}$ (0.00%)	$4.04 \times 10^{-8}$ (0.00%)	$5.07 \times 10^{-8}$ (0.00%)	$5.51 \times 10^{-8}$ (0.00%)	$3.46 \times 10^{-8}$ (0.00%)	$4.01 \times 10^{-8}$ (0.00%)
Land occupation, biodiversity	1.85 (0.05%)	2.39 (0.06%)	4.77 (0.12%)	5.19 (0.13%)	1.84 (0.05%)	2.38 (0.06%)
Land transformation, biodiversity	$8.96 \times 10^2$ (25.2%)	$8.96 \times 10^2$ (24.1%)	$9.30 \times 10^2$ (23.7%)	$9.30 \times 10^2$ (23.6%)	$9.00 \times 10^2$ (24.6%)	$9.00 \times 10^2$ (23.6%)
Marine acidification, long term	33.4 (0.94%)	42.1 (1.13%)	41.6 (1.06%)	48.6 (1.23%)	33.0 (0.90%)	41.7 (1.09%)
Marine acidification, short term	3.62 (0.10%)	4.57 (0.12%)	4.51 (0.12%)	5.28 (0.13%)	3.58 (0.01%)	4.53 (0.12%)
Marine eutrophication	$2.22 \times 10^2$ (6.23%)	$2.22 \times 10^2$ (5.97%)	$2.22 \times 10^2$ (5.64%)	$2.22 \times 10^2$ (5.63%)	$2.21 \times 10^2$ (6.06%)	$2.22 \times 10^2$ (5.81%)
Terrestrial acidification	17.6 (0.50%)	19.3 (0.52%)	21.4 (0.55%)	22.4 (0.57%)	17.5 (0.48%)	19.2 (0.50%)
Thermally polluted water	$2.44 \times 10^{-4}$ (0.00%)	$2.53 \times 10^{-4}$ (0.00%)	$3.02 \times 10^{-4}$ (0.00%)	$2.96 \times 10^{-4}$ (0.00%)	$2.37 \times 10^{-4}$ (0.00%)	$2.46 \times 10^{-4}$ (0.00%)
Water availability, freshwater ecosystem	$2.13 \times 10^{-3}$ (0.00%)	$2.33 \times 10^{-3}$ (0.00%)	$2.12 \times 10^{-3}$ (0.00%)	$2.43 \times 10^{-3}$ (0.00%)	$2.44 \times 10^{-2}$ (0.00%)	$2.46 \times 10^{-2}$ (0.00%)
Water availability, terrestrial ecosystem	$3.04 \times 10^{-2}$ (0.00%)	$3.07 \times 10^{-2}$ (0.00%)	$3.23 \times 10^{-2}$ (0.00%)	$3.23 \times 10^{-2}$ (0.00%)	$3.04 \times 10^{-2}$ (0.00%)	$3.07 \times 10^{-2}$ (0.00%)

The percentages in Tableau 5.5 represent the respective contribution of each impact indicator to the global impact. These data reveal that, among the impact indicators, long-term freshwater ecotoxicity (responsible for 55.7 to 61.0% of the overall impact depending on the scenario considered), land transformation (responsible for 23.6 to 25.2% of the overall impact), marine eutrophication (responsible for 5.63 to 6.23% of the overall impact), and short- and long-term

climate change (responsible for 2.91 to 7.66% of the overall impact) are contribute the most to the overall impact. Conversely, indicators such as freshwater eutrophication, ionizing radiation, “water availability, terrestrial and freshwater ecosystems,” and thermally polluted water contribute the least, each responsible for less than 0.01% of the overall impact. Negative values for freshwater eutrophication have been identified for all scenarios, indicating that ecosystem impacts have been avoided.

### **5.6.3 Contribution analysis**

In order to identify critical variables and life cycle stages that are improvable, a contribution analysis was conducted for four significant impact indicators: (i) short-term impact of climate change on human health, (ii) water availability, human health, (iii) long-term freshwater ecotoxicity, and (iv) land transformation, biodiversity. This selection was made based on the findings from

Tableau 5.4 and Tableau 5.5, which reveal that these impact indicators have the highest values.

#### **5.6.3.1 Health impacts: Contributions to short-term climate change and water availability, human health**

Tableau 5.6 presents the contribution of the evaluated sanitation systems to the impact of short-term climate change on human health. In 100% of scenarios, toilet utilization proves to be the most impactful phase, following the emission of greenhouse gases (GHG) from the toilet pit. It accounts for a substantial proportion, ranging between 89.6% and 98.6% of the overall impact of these systems, depending on the specific scenario under consideration. This environmental impact is primarily attributable to the use of toilet paper and/or wood shavings. Indeed, toilet paper is responsible for 13.6% to 35.4% of the global impact, depending on the scenario considered. As for the wood shavings, they are only used in scenarios involving a CBT, namely, Scenarios 3 and 4, where they account for 8.77% and 8.06% of the respective overall impact of each scenario. To reduce the environmental impact of systems with CBT, various alternatives can be considered. For example, the use of local materials such as ash or sawdust from carpentry and joinery workshops could advantageously replace wood shavings. Regarding toilet paper, improvements in the production process and the use of locally manufactured recycled paper could be considered to reduce associated impacts.

Tableau 5.6 Contribution to short-term climate change, human health

Evaluated elements	Scenario 1	Scenario 2	Scenario 3	Scenario 4	Scenario 5	Scenario 6
	VIP-Eva-Comp	VIP-Eva-Meth	CBT-Eva-Comp	CBT-Eva-Meth	WC-Eva-Comp	WC-Eva-Meth
Toilet construction	0.20%	0.19%	0.15%	0.14%	0.18%	0.17%
Toilet utilization	98.0%	93.0%	97.5%	89.6%	98.6%	95.1%
- GHG emission	77.4%	73.5%	53.3%	49.0%	84.6%	81.4%
- Toilet paper	20.6%	19.5%	35.4%	32.5%	14.0%	13.7%
- Wood shavings	N/A <sup>a</sup>	N/A	8.77%	8.06%	N/A	N/A
Toilet end of life	0.00%	0.00%	-0.07%	-0.06%	-0.01%	-0.01%
Evacuation	1.52%	1.44%	2.00%	1.83%	1.04%	1.01%
Treatment	0.37%	5.69%	0.63%	9.47%	0.25%	3.97%
Compost or biogas	-0.10%	-0.34%	-0.17%	-0.96%	-0.07%	-0.24%
Total	100%	100%	100%	100%	100%	100%

<sup>a</sup> Non-applicable

After the toilet utilization phase, the treatment phase has the next biggest environmental impact. This impact is mainly attributed to the construction of the composter or biodigester and varies from 0.25% to 9.47% depending on the scenario considered. The evacuation link, focused on the transport of fecal sludge, represents approximately 1.01% to 2.00% of the overall impact, depending on the scenario considered. An effective strategy to minimize these impacts would be to reduce the transport distance by implementing decentralized treatment stations. In the case of households using the CBT, a practice already in place in Haiti and many other countries is to provide them with a composter located near the house, which can significantly contribute to reducing the impact associated with transport.

Furthermore, the valorization of fecal sludge remains the least impactful step (from -0.10% to -0.96%), thanks to the environmental credit generated by the composting and/or biomethanization of these sludges. Taking into account the avoided impacts, such as the production of 5.62 m<sup>3</sup> of biogas for Scenarios 2 and 6, as well as 9.60 m<sup>3</sup> of biogas for Scenario 4, and/or 350 kg of compost, the valorization of fecal sludge could prove to be a crucial solution to reduce the overall environmental impact of the on-site sanitation systems. This underscores the importance of considering waste management approaches that promote valorization to reduce environmental impact.

In terms of short-term climate change-related health impacts, the W.C. is slightly more impactful, followed by the VIP latrine and the CBT. The ratio of the W.C. to the VIP latrine and the CBT is less than 1.05. However, the biodigester is on average 15.3 times more impactful than the composter for this indicator.

Regarding water availability, human health, Tableau 5.7 highlights that the toilet utilization phase is responsible for the majority of the overall impact of the examined systems, ranging from 92.8% to 97.3% depending on the scenario. Toilet paper is the main contributor to this impact, with a range from 97.0% to 108.9%. In Scenarios 3 and 4, the bedding contributes positively by avoiding the impact related to water availability, representing -16.1% and -16.0%, respectively. The evacuation of sludge is the third contributor, with an impact ranging from 1.22% to 5.60% of the overall impact. The VIP latrine is slightly the most impactful, followed by the W.C. and the CBT, with a ratio to the other two toilets not exceeding 1.05.

Tableau 5.7 Contribution to water availability, human health

Evaluated elements	Scenario 1	Scenario 2	Scenario 3	Scenario 4	Scenario 5	Scenario 6
	VIP-Eva-Comp	VIP-Eva-Meth	CBT-Eva-Comp	CBT-Eva-Meth	WC-Eva-Comp	WC-Eva-Meth
Toilet construction	0.19%	0.19%	0.04%	0.04%	0.39%	0.39%
Toilet utilization	97.3%	97.4%	92.8%	92.8%	97.0%	97.1%
- Toilet paper	97.3%	97.4%	108.9%	108.8%	97.0%	97.1%
- Wood shavings	N/A	N/A	-16.1%	-16.0%	N/A	N/A
Toilet end of life	-0.07%	-0.07%	0.00%	0.00%	-0.09%	-0.09%
Evacuation	1.22%	1.22%	5.60%	5.59%	1.29%	1.29%
Treatment	1.34%	1.04%	1.51%	1.17%	1.43%	1.11%
Compost or biogas	0.03%	0.24%	0.03%	0.45%	0.03%	0.25%
Total	100%	100%	100%	100%	100%	100%

### 5.6.3.2 Ecosystem impacts: Contribution to long-term freshwater ecotoxicity and land transformation

Regarding impacts on long-term freshwater ecotoxicity, the data in Tableau 5.8 reveal certain long-term trends. The toilet usage phase generally remains the most impactful, being responsible for approximately 88.9% to 96.8% of the total impact. The manufacturing of toilet paper and the use of wood shavings are the main contributors to the global impact. Indeed, toilet paper accounts for 78.1% to 87.2% of the total impact. In scenarios involving a CBT

(Scenarios 3 and 4), the use of wood shavings as bedding contributes to approximately 12.1% and 11.6% of the respective global impact.

Tableau 5.8 Long-term contribution to freshwater ecotoxicity

Evaluated elements	Scenario 1	Scenario 2	Scenario 3	Scenario 4	Scenario 5	Scenario 6
	VIP-Eva-Comp	VIP-Eva-Meth	CBT-Eva-Comp	CBT-Eva-Meth	WC-Eva-Comp	WC-Eva-Meth
Toilet construction	0.63%	0.60%	0.50%	0.48%	1.64%	1.56%
Toilet utilization	94.6%	89.8%	96.8%	92.8%	93.6%	88.9%
- Toilet paper	94.6%	89.8%	84.7%	81.2%	93.6%	88.9%
- Wood shavings	N/A	N/A	12.1%	11.6%	N/A	N/A
Toilet end of life	-0.52%	-0.50%	-0.38%	-0.36%	-0.54%	-0.51%
Evacuation	3.95%	3.75%	1.86%	1.79%	3.94%	3.74%
Treatment	1.54%	6.92%	1.38%	6.25%	1.54%	6.90%
Compost or biogas	-0.14%	-0.61%	-0.13%	-0.94%	-0.14%	-0.61%
Total	100%	100%	100%	100%	100%	100%

The sludge treatment phase comes in second in terms of negative impact, representing approximately 1.38% to 6.92% of the overall impact of the studied systems, depending on the scenario considered. The impact of this phase is mainly related to the materials used in the construction of the composter or biodigester, including clay bricks, cement, steel, and their transportation. Valorization through composting or anaerobic digestion is identified as the least impactful phase, taking into account the environmental credit generated by the production of compost or biogas, which will be used as agricultural fertilizer (compost) or cooking fuel (biogas). This emphasizes the importance of considering waste treatment solutions that valorize these resources rather than disposing of them, thereby sustainable minimization of environmental impacts.

The sludge evacuation phase ranks third in terms of generated impacts, with an impact ranging from 1.79% to 3.95% of the total impact of the system. These impacts are mainly attributable to the use of High-Density Polyethylene (HDPE) in the manufacturing of drums used for sludge storage during collection and transport. Additionally, the Gulper pump is responsible for approximately 3.35% of the overall impact, primarily due to the steel used in its fabrication.

Regarding ecosystem impacts related to land transformation, the data from Tableau 5.9 reveal that the toilet use phase remains the most impactful (from 98.4% to 98.9%), mainly due to toilet paper, which represents from 91.2% to 98.6% of the overall impact. Wood shavings is the second contributor for Scenarios 3 and 4, responsible for 7.60% of the overall impact. The treatment phase comes in second with an impact ranging from 0.74% to 0.91%. Evacuation is the least impactful phase of the pathway, ranging from 0.31% to 0.59%.

Tableau 5.9 Contribution to land transformation

Evaluated elements	Scenario 1	Scenario 2	Scenario 3	Scenario 4	Scenario 5	Scenario 6
	VIP-Eva-Comp	VIP-Eva-Meth	CBT-Eva-Comp	CBT-Eva-Meth	WC-Eva-Comp	WC-Eva-Meth
Toilet construction	0.12%	0.12%	0.18%	0.18%	0.13%	0.13%
Toilet utilization	98.6%	98.4%	98.9%	98.8%	98.6%	98.4%
- Toilet paper	98.6%	98.4%	91.3%	91.2%	98.6%	98.4%
- Wood shavings	N/A	N/A	7.60%	7.60%	N/A	N/A
Toilet end of life	-0.04%	-0.04%	-0.08%	-0.08%	-0.04%	-0.04%
Evacuation	0.59%	0.58%	0.31%	0.31%	0.58%	0.58%
Treatment	0.79%	0.91%	0.74%	0.84%	0.79%	0.90%
Compost or biogas	-0.04%	-0.02%	-0.04%	-0.03%	-0.04%	-0.02%
Total	100%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%	100.0%

## 5.6.4 Sensitivity analysis

### 5.6.4.1 Assessment of the influence of the mass of wood shavings used on the results

A sensitivity analysis was conducted to assess the potential impact of the imprecision related to the quantity of wood shavings used in the CBT on the study results. To do this, the wood shavings mass used (1170 kg/year) was modified by increasing and then decreasing by one-third (i.e.,  $\pm 390$  kg). The results were then compared. Figure 5.6 (a and b) illustrates that this variation did not influence the study results.

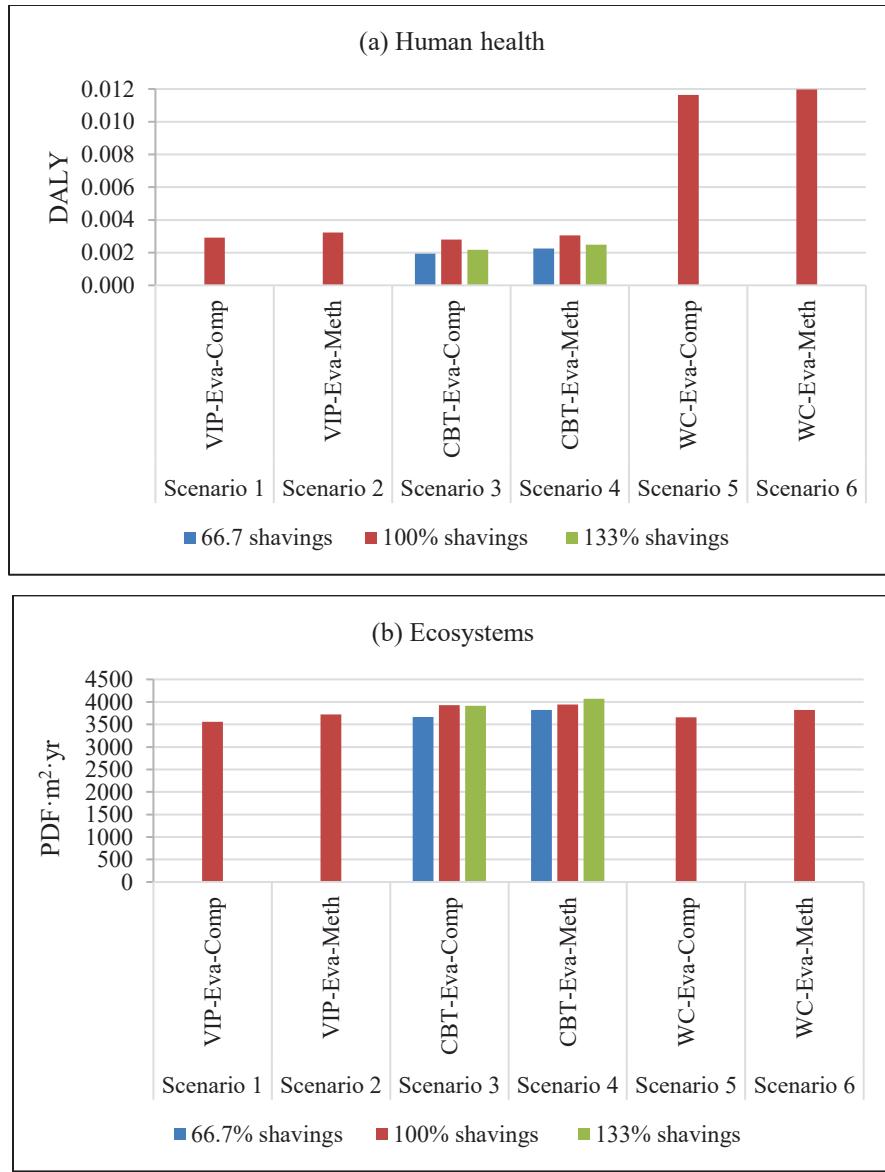


Figure 5.6 Verification of the influence of the amount of wood shavings used on the results in terms of health impact (a) and ecosystem impact (b)

#### 5.6.4.2 Assessment of the influence of the impact assessment method

A second sensitivity analysis was conducted to check whether the impact assessment method significantly influences the study results. Figure 5.7 (a and b) shows that impact levels vary depending on the impact assessment method used. Specifically, lower impacts are observed when the *Impact 2002+* method is applied compared to *Impact World+*. Regarding health impacts, the results from the *Impact World+* method are 3.77 to 22.9 times higher than those

from *Impact 2002+*, depending on the scenario considered (Figure 5.7a). Using the *Impact World+* method, the scenarios are ranked in descending order of health impact as follows:  $6 > 5 > 4 > 2 > 1 > 3$ . In contrast, applying the *Impact 2002+* method results in different rankings:  $4 > 3 > 2 > 6 > 1 > 5$ . However, in the *Impact 2002+* method, Scenarios 1 and 5, as well as 2 and 6, are practically equivalent and interchangeable.

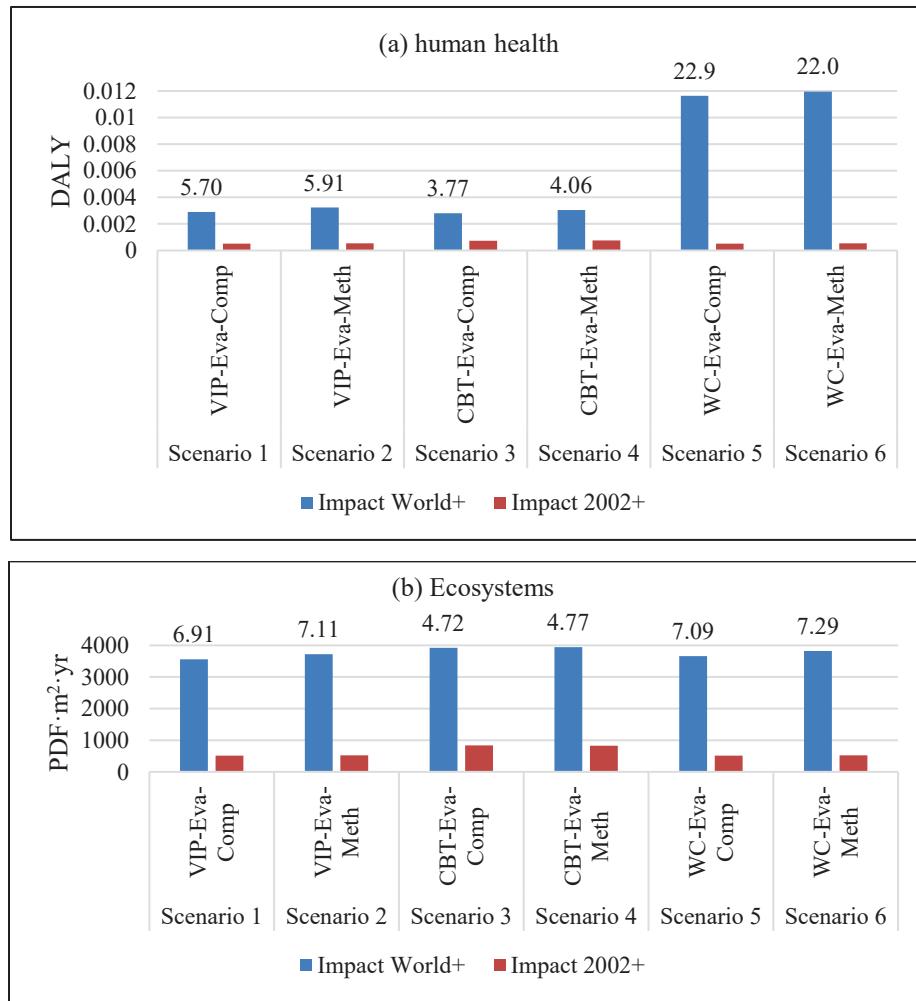


Figure 5.7 Comparison of results between the Impact World+ and Impact 2002+ methods for impacts on (a) human health and (b) ecosystems. Numbers above the bars represent the ratio of Impact World+ results to Impact 2002+ results

Regarding ecosystem impact, the results from the *Impact World+* method are 4.72 to 7.29 times higher than those obtained with *Impact 2002+* (Figure 5.7b). Furthermore, Figure 5.6b reveals a slight influence of the assessment method on the descending ranking order of

scenarios, shifting from  $4 > 3 > 6 > 2 > 5 > 1$  to  $3 > 4 > 6 > 2 > 5 > 1$ . However, as observed before, Scenarios 1 and 5, as well as 2 and 6, and 3 and 4 are interchangeable, showing practically identical values in the results obtained with the *Impact 2002+* method.

Thus, the results are slightly sensitive to the chosen impact assessment method. This variation is not surprising, given that each of the two methods considered uses specific impact categories and indicators to assess environmental impacts. This highlights the need to harmonize the impact assessment methods used in LCA.

### **5.7 Conclusion**

The main objective of this study was to compare stand-alone sanitation systems implemented in a low-income tropical country, specifically Haiti, using life cycle assessment. To achieve this goal, six scenarios representing different stand-alone sanitation systems were developed. Each scenario included three distinct stages: toilet access, fecal sludge evacuation, and sludge treatment. The results identified the systems, as well as sanitation technologies, with the most and least environmental impact. Additionally, the assessment highlighted key contributing elements and potential improvement opportunities.

The three main areas for improvement identified for the sanitation systems examined are as follows: toilet paper, wood shavings in systems with CBT (Scenarios 3 and 4), and the production of bricks and cement, especially in systems equipped with biodigesters. Implementing measures such as using locally manufactured recycled toilet paper, replacing wood shavings with residual materials like sawdust and/or ash, and utilizing local materials in the construction of biodigesters instead of imported materials like cement, iron, and steel, should help reduce the environmental impact of the sanitation systems examined. However, this study is not exhaustive in terms of sustainability. A life cycle cost assessment (LCCA) as well as a social life cycle assessment (SLCA), including a study of social acceptability, could strengthen the conclusions and better guide decision-makers in the choice of sanitation treatment system.

## 5.8 Data availability statement

All relevant data are available from an online repository or repositories: [https://etsmtl365-my.sharepoint.com/:w/g/personal/davidson\\_jean-baptiste\\_1\\_ens\\_etsmtl\\_ca/EQR6sIyXGAIHlv\\_BnyEFTnAB7WuJXL0DBHuFOIwpTJqfUA?e=XqroaP](https://etsmtl365-my.sharepoint.com/:w/g/personal/davidson_jean-baptiste_1_ens_etsmtl_ca/EQR6sIyXGAIHlv_BnyEFTnAB7WuJXL0DBHuFOIwpTJqfUA?e=XqroaP).

## CHAPITRE 6

### COMPARATIVE LIFE CYCLE ASSESSMENT OF ON-SITE SANITATION SYSTEMS USING LAGOONS OR DRYING BEDS FOR FECAL SLUDGE TREATMENT IN LOW-INCOME TROPICAL COUNTRIES

Davidson Jean-Baptiste<sup>a</sup>, and Frédéric Monette<sup>a</sup>

<sup>a</sup> Département de génie de la construction, École de technologie supérieure,  
1100 Notre-Dame Ouest, Montréal, Québec, Canada, H3C 1K3

Article publié dans « Water Science & Technology »,  
novembre 2024

L’article précédent (Article 3) établissait une comparaison entre diverses filières d’assainissement autonome équipées de technologies intensives de traitement et de valorisation des boues, telles que les composteurs et les biodigesteurs. Cette analyse excluait les technologies de traitement extensives, comme les lagunes et les lits de séchage. Cette exclusion se justifie par le fait que, dans le cadre d’une analyse du cycle de vie, la comparaison entre une technologie de valorisation des boues, dont l’objectif dépasse la simple réduction ou élimination de la pollution fécale, et une technologie de traitement ayant une finalité différente, serait inappropriée et incohérente. Certes, les lagunes et les lits de séchage produisent des biosolides (boues sèches) potentiellement récupérables. Cependant, cette caractéristique ne suffit pas à les classer parmi les technologies explicites de valorisation, d’autant plus que les biosolides récupérés nécessitent souvent un traitement ultérieur pour éliminer les pathogènes résiduels (Elgarahy *et al.*, 2024; Le et Price, 2024). Ces technologies ne sont donc pas fonctionnellement équivalentes. Ainsi, la production d’un autre article scientifique a été jugée nécessaire pour comparer les filières d’assainissement autonome intégrant en aval une technologie d’assainissement extensive.

#### 6.1 Abstract

Environmental challenges in low-income countries, such as Haiti, persist due to inadequate sanitation infrastructure. This study assesses the environmental impacts of nine on-site sanitation systems to identify those with the least environmental impacts and explore

improvement options. Nine scenarios were developed, each representing different systems for managing one ton of fecal sludge over one year. The “Impact World+” and “IPCC 2013 GWP 100a” methods evaluated impacts on ecosystems, human health, and climate change. Data sources included interviews, weighing records, and scientific publications.

Results show that Scenario 8 (Flush Toilet - Evacuation - Planted Drying Beds) is most impactful on health ( $1.17 \times 10^{-2}$  DALY), while Scenario 1 (Composting Toilet - Evacuation - Unplanted Drying Beds) is least impactful ( $1.77 \times 10^{-3}$  DALY). For ecosystem impacts, Scenario 2 (Container-based Toilet - Evacuation - Planted Drying Beds) is most impactful ( $3.81 \times 10^3$  PDF·m<sup>2</sup>·yr), while Scenario 6 (VIP latrine - Evacuation - Lagoons) is least impactful ( $3.52 \times 10^3$  PDF·m<sup>2</sup>·yr). Key hotspots include toilet paper, wood shavings, GHG emissions, and water use. The study recommends an integrated approach combining environmental Life Cycle Assessment (LCA) with Life Cycle Cost Assessment and social LCA for sustainable decision-making on sanitation systems in low-income countries.

**Keywords:** environment, GHG, human health, LCA, sanitation, sustainable

## 6.2 Highlights

- This study evaluates the entire on-site sanitation system, including toilet access, sludge emptying and evacuation, and treatment via lagoons or drying beds (planted or unplanted).
- Unlike earlier studies that focused primarily on fecal sludge treatment technologies, this research assesses potential health and environmental impacts across the complete sanitation chain, from initial access to final treatment (of sludge).

### 6.3 Graphical abstract

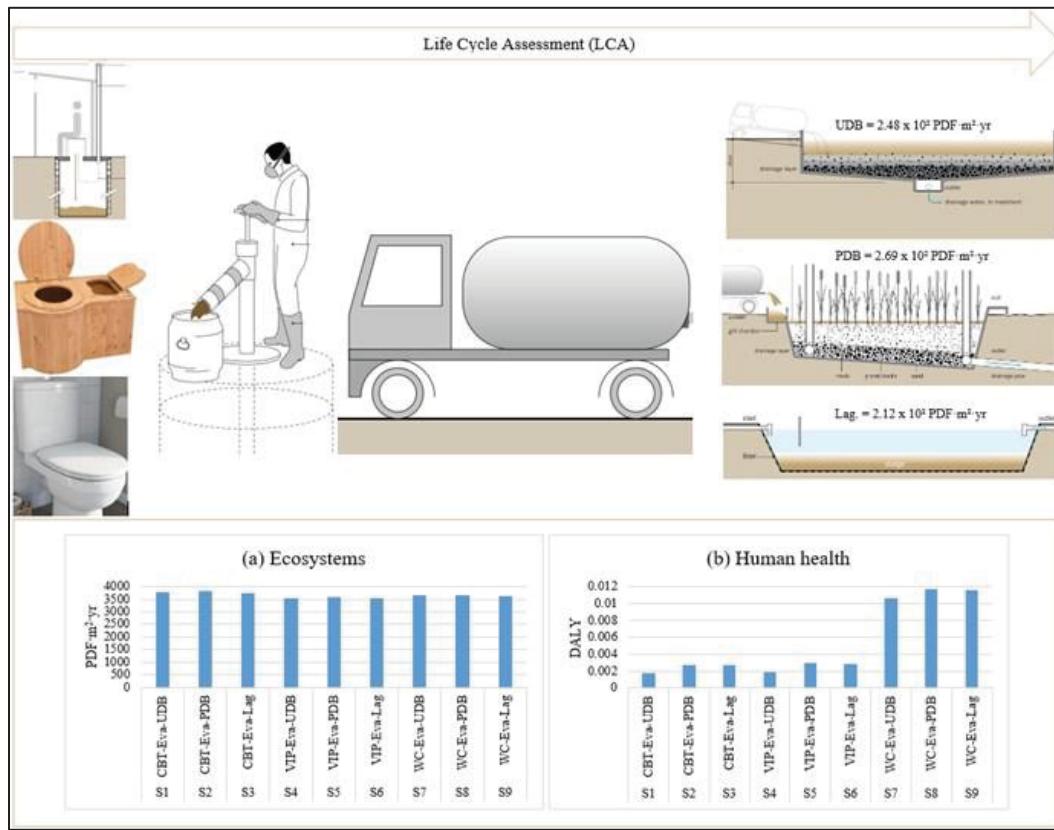


Figure 6.1 Conceptual illustration of the study

### 6.4 Introduction

Low-income countries frequently face sanitary and environmental challenges, one of the most concerning being fecal pollution (Hyun *et al.*, 2019). The multiple health and environmental issues resulting from this pollution have been documented in the scientific literature (Mara, 2004; Strande, Ronteltap et Brdjanovic, 2014; Odey *et al.*, 2017; Jean-Baptiste, De Giudici et Monette, 2023). This situation often stems from the lack of adequate sanitation infrastructure to manage blackwater or human excreta.

Low-income countries have often attempted to replicate the conventional sanitation systems employed in developed countries (Aguilar *et al.*, 2014; Jha et Bajracharya, 2014; Egoso, Seville et Icay, 2015; Mng'ombe *et al.*, 2023), without considering that their socio-economic and geoclimatic contexts generally differ from those of developed countries. Indeed, these

countries often do not have the same level of sanitation infrastructure, frequently face water availability constraints, and, in most cases, they have a tropical climate (Koottatep *et al.*, 2005; Bouquet, 2013). Consequently, the conventional sanitation system used in developed countries is not necessarily adapted to low-income tropical countries. This situation suggests that these countries should instead develop their own sanitation systems, capitalizing on the advantages that the tropical climate offers in terms of drying, stabilization, and hygienization of fecal sludge. These climatic advantages are, moreover, widely demonstrated in the literature (Koottatep *et al.*, 2005; Strande, Ronteltap et Brdjanovic, 2014; Pocock *et al.*, 2022; Samal *et al.*, 2022; Sorrenti *et al.*, 2022).

Extensive sanitation technologies, which mimic natural sanitation processes, could prove beneficial for low-income countries due to their generally low cost, low energy and water consumption, and adaptation to tropical regions (Sasse, 1998; Monvois *et al.*, 2010; Uggetti *et al.*, 2011; Strande, Ronteltap et Brdjanovic, 2014; Tilley *et al.*, 2016). Currently, three sanitation technologies stand out: lagoons, unplanted drying beds, and planted drying beds. However, from these three sanitation technologies, it is essential to objectively identify the one most suited to the environmental context of low-income countries, as well as those that can be improved.

Life Cycle Assessment (LCA), as a multicriteria environmental assessment method (Jolliet *et al.*, 2015), is the most appropriate tool to address this question. LCA allows the identification of the stages, activities, and materials responsible for the environmental impact of a system or product throughout its life cycle, from the extraction of raw materials necessary for its manufacture to its end-of-life management (Jolliet *et al.*, 2015; Jolliet *et al.*, 2017). As an ecodesign tool, it also facilitates the identification of improvement levers by highlighting critical variables.

Despite the numerous scientific studies devoted to the LCA of sludge treatment processes, no research has been reported in the scientific literature on the LCA of complete on-site sanitation systems, including downstream treatment by lagoons or drying beds, whether planted or unplanted. Existing studies focus primarily on fecal sludge treatment technologies, representing the final link in an on-site sanitation system. A study conducted in Brazil by Moni

Silva *et al.* (2023) investigated the potential environmental impacts of three scenarios for the treatment of sludge from unplanted drying beds, namely landfilling, anaerobic digestion, and incineration. The results showed that the use of sludge to produce energy through anaerobic digestion can reduce environmental impacts, although greenhouse gas emissions and heavy metals must be considered.

In Spain, Uggetti *et al.* (2011) compared four sludge treatment scenarios: (S1) drying reed beds followed by biosolids application in fields, (S2) drying reed beds followed by biosolids composting, (S3) centrifugation followed by composting, and (S4) treatment in a conventional wastewater treatment plant (activated sludge). The scenario of drying reed beds followed by biosolids land application (S1) was identified as the least environmentally impactful and most economically beneficial for the following reasons: (i) it does not require transporting sludge to a post-treatment site, thus eliminating transportation-related impacts, (ii) it does not require additional treatment such as composting, avoiding impacts associated with these additional processes, (iii) the raw materials required for the construction of the system in question are responsible for most of the impact in this scenario, but this impact remains low compared to other scenarios involving transportation, and (iv) the contribution to impacts from direct greenhouse gas emissions as well as indirect emissions related to energy consumption and transportation is minor compared to other scenarios.

Other studies have compared lagoons to conventional sanitation systems. In a study conducted in Iran, Mohammadi and Fataei (2019) compared a lagoon system with an activated sludge plant. They concluded that the lagoon system was more impactful overall than activated sludge, mainly due to significantly higher methane ( $\text{CH}_4$ ) production (29,090 kg/day versus 7,527 kg/day for activated sludge) and its lower performance in terms of reducing levels of nitrogen and phosphorus, which are responsible for water eutrophication. In contrast, Thompson *et al.* (2022) in Nebraska (USA) found opposite results, concluding that the lagoon system is less impactful because it requires less operational energy and leads to fewer emissions into water and air. These divergences can be attributed to differences in the environmental indicators studied.

Finally, Flores *et al.* (2019) compared drying reed beds to activated sludge systems in Spain, demonstrating that drying reed beds are less harmful to the environment due to the avoidance of wastewater and sludge transportation, as they are treated on-site, as well as reduced electricity and chemical consumption, compared to the activated sludge system.

These studies highlight the need for further research to more comprehensively assess the LCA of autonomous sanitation systems, considering the three components in the system: access to toilets, fecal sludge evacuation, and fecal sludge treatment. This is particularly crucial for systems integrating lagoons or drying bed links in order to better understand the factors influencing their environmental performance. The present study aims to fill these gaps in the scientific literature by providing new data on the LCA of sanitation systems used in low-income tropical countries.

## **6.5 Methodology**

### **6.5.1 Geophysical framework of the study**

The Republic of Haiti occupies the western portion of the island of Hispaniola, which it shares with the Dominican Republic (World Population Review, 2024). Situated in the Caribbean basin at approximate geographical coordinates of 19°00'N and 72 °25'W, Haiti is characterized by a tropical climate (Singh et Cohen, 2014; World Population Review, 2024). The climate is generally warm and humid, with variations depending on altitude (World Bank, 2021). The mean annual temperature ranges between 24 and 27 °C (Jean-Baptiste, 2019).

The average annual precipitation for the period 1981-2020 was 1,180 mm, with a value of 1,153 mm recorded in 2020 (UNDP, 2021). The mean potential evapotranspiration for the same period amounted to 1,559 mm *per annum*, reaching 1,580 mm in 2020 (UNDP, 2021). This evapotranspiration exceeding precipitation indicates a generally arid climate. Haiti is a mountainous country, with 60% of its area presenting slopes greater than 20% (Pierre, 2020). The country is frequently exposed to natural disasters such as hurricanes, floods, and earthquakes, phenomena exacerbated by extensive deforestation (Singh et Cohen, 2014; Pierre, 2020; Preux, 2022).

## 6.5.2 Objective and scope of the study

The main objective of this study is to compare, through LCA, the autonomous sanitation systems used in low-income tropical countries such as Haiti (a tropical climate country), focusing on the following on-site sanitation technologies as downstream links: planted drying bed (PDB), unplanted drying bed (UDB), and lagoons. This analysis is part of a broader research project aimed at identifying sanitation technologies and systems with the least environmental impact, while considering the socio-economic and climatic context of low-income countries, particularly Haiti. Furthermore, this study will pinpoint opportunities for improving the examined sanitation systems. This study is addressed to policymakers, donors funding sanitation projects in developing countries, as well as academics and researchers interested in the issue of on-site sanitation.

### 6.5.2.1 Description of the systems studied

As indicated in the introduction of the study, each studied system consists of three distinct links. Data related to the “toilet” and “fecal sludge evacuation” links are detailed by Jean-Baptiste and Monette (2024). Therefore, this section focuses on the description of the technologies comprising the “sludge treatment” link.

#### **Unplanted Drying Bed (UDB)**

The UDB (Figure 1.11) has an area of 300 m<sup>2</sup>. It is designed on an annual basis of dry sludge (DS) mass loading per unit area of 200 kg DS/m<sup>2</sup>/year (Strande, Ronteltap et Brdjanovic, 2014). In accordance with Cofie *et al.* (2006), Strande *et al.* (2014) and Chandana and Rao (2022), the UDB consists of three superimposed layers with different grain sizes: (i) a 20-cm-thick surface layer of sand (grain size of 0.2 to 0.6 mm), (ii) a 10-cm-thick layer of fine gravel (grain size of 10 mm) located directly below the sand layer, and (iii) at the bottom, a 15-cm-thick layer of coarse gravel (grain size of 19 mm). Under the gravel layer, drainage pipes collect the leachate resulting from the drying of the fecal sludge. This leachate is then recirculated into the UDB to sustain microbial activity. The system can accumulate a layer of sludge up to 30 cm thick on the surface (Tilley *et al.*, 2016). The infrastructure has a lifespan of 25 years.

## **Planted Drying Bed (PDB)**

This drying bed (Figure 1.12) is similar in composition to the one described above, with the addition of macrophyte plants, specifically reeds. However, the system is fed sequentially with volumes of sludge distributed on the surface of the bed (batches), and the beds are cyclically rested to ensure biodegradation of the sludge layer. The PDB also differs from the UDB in terms of the amount of greenhouse gases emitted into the atmosphere during the utilization phase, and the fact that it needs to be desludged every 3 to 5 years, unlike the UDB, which is desludged every 5 to 10 drying cycles (Strande, Ronteltap et Brdjanovic, 2014).

## **Lagoon systems**

The lagoon system considered in the present study (Figure 1.14) is a complete retention lagoon system based on the adaptation of “Lagoon A” modeled by Thompson *et al.* (2022) in a study conducted in Nebraska (USA). It covers an area of approximately 12,900 m<sup>2</sup>, with a treatment capacity of 49 m<sup>3</sup>/day and an evaporation rate of 109 cm/year. Lagoon lifespan is estimated at 20 years (Thompson *et al.*, 2022). Additional information on the lagoons and other treatment technologies is available in the “Supplementary data” section, Table SD-10.

### **6.5.2.2 Function and functional unit**

The primary function of the studied sanitation systems is to treat human excreta in order to preserve the environment and human health from potential contamination and nuisances generated by these sludges. Furthermore, these systems fulfill a secondary function by producing biosolids (dried sludge) that can be used as fertilizer in agriculture. The functional unit chosen for this study is the management of one ton of fecal sludge (wet basis) over one year in Haiti.

The analyzed fecal sludges exhibit the following characteristics, in accordance with Jean-Baptiste and Monette (2024): (i) 23.4% dry solids (DS), equivalent to 234 kg of dry solids per ton (sludges from composting toilets contain 40.0% DS due to the addition of litter), (ii) 25.5 kg/t of total nitrogen, (iii) 3.68 kg/t of total phosphorus, (iv) 8.00 kg/t of potassium, and (v) a chemical oxygen demand (COD) of 635 kg/t. These data are based on the average of

information provided by Strande *et al.* (2014) and Andriani *et al.* (2015). Information regarding annual feces production per person comes from the study by Jean *et al.* (2017), which estimates that a Haitian produces an average of between 120 and 130 g of feces (wet mass) per day. Thus, an average of 125 g of feces per person per day was used.

### 6.5.2.3 Scenarios considered

The studied system consists of the three links of on-site sanitation: toilet, evacuation, and sludge treatment. To achieve the objectives of the study, nine sanitation system scenarios were developed in accordance with these three links, which are listed in Tableau 6.1. Scenario 6 (VIP latrine - Evacuation - Lagoon) corresponds to the system most widely used in urban areas with a sludge treatment plant in Haiti, followed by Scenario 9 (Flush toilet - Evacuation - Lagoon), which is primarily used in relatively affluent areas.

Tableau 6.1 Scenarios considered in the study

Scenario	First component	Second component	Third component
Scenario 1	Container-based toilet (CBT)		Unplanted Drying Bed (UDB)
Scenario 2			Planted Drying Bed (PDB)
Scenario 3			Lagoon
Scenario 4	Ventilated improved pit (VIP) latrine	Evacuation	Unplanted Drying Bed
Scenario 5			Planted Drying Bed
Scenario 6			Lagoon
Scenario 7	Flush toilet (W.C.)		Unplanted Drying Bed
Scenario 8			Planted Drying Bed
Scenario 9			Lagoon

### 6.5.2.4 System boundaries and impact assessment methods

This study considers the complete life cycle of the sanitation technologies examined, from their construction to their end-of-life management. Figure 6.2 and Figure 6.3 illustrate the system boundaries. The “Impact World+” method (Damage 1.47) as described by Bulle *et al.* (2019) has been combined with the “IPCC 2013 GWP 100a” method to assess potential impacts on ecosystems, human health, and climate, respectively.

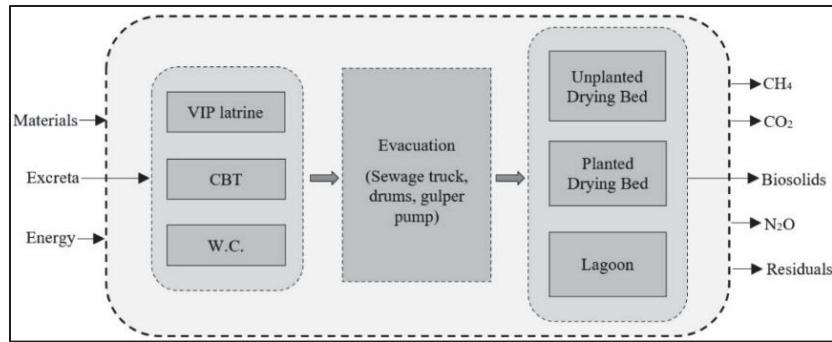


Figure 6.2 System boundaries

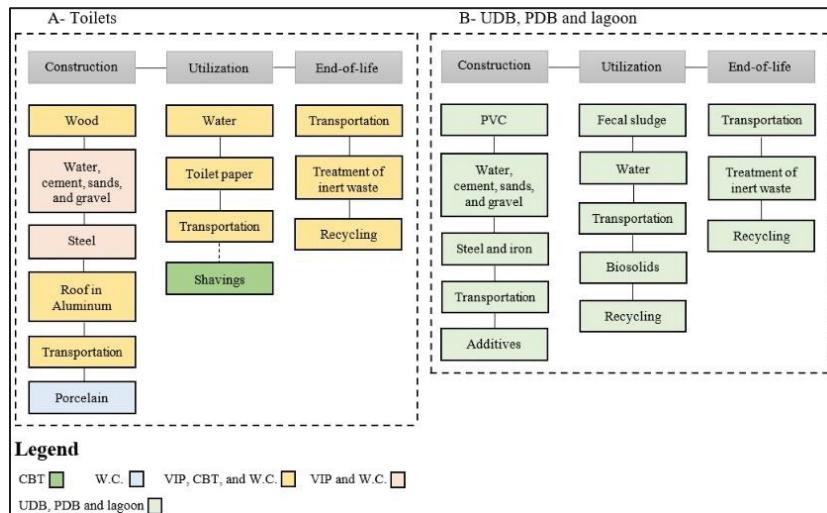


Figure 6.3 Main components of the upstream and downstream links

Adapted from Jean-Baptiste and Monette (2024)

### 6.5.3 Life cycle inventory assessment

The necessary data for modeling the systems studied were collected using a life cycle inventory (LCI) in accordance with ISO 14040 (2006). In this process, the ecoinvent database version 3.7, integrated into the OpenLCA application version 1.11.0, was utilized for background data. The data sources collected during this inventory and the quality of these data are referenced in Tableau 6.2. The data quality was assessed according to the criteria of Weidema *et al.* (2013) and Bicalho *et al.* (2017). These criteria are defined in the “Supplementary data” section, Table SD-12.

Tableau 6.2 Sources of life cycle inventory data used in the study

Adapted from Jean-Baptiste and Monette (2024)

Types of data	Data quality	References
Container-based toilet (CBT)	Good quality (1, 4, 5, 1, 1)	Julien Boyer, manager of Lécopot, manufacturer of CBT (Fabulous toilettes, 2016)
VIP latrine	Good quality (2, 4, 5, 3, 1)	(Mara, 1984; DINEPA, OIEau, et UNICEF, 2013; Tilley <i>et al.</i> , 2016)
Flush toilet (W.C.)	Good quality (1, 4, 5, 1, 2)	Direct measurements
Gulper pump	Good quality (3, 4, 4, 2, 1)	(Strande, Ronteltap et Brdjanovic, 2014; Gabert <i>et al.</i> , 2018)
Fecal sludge	Good quality (2, 2, 5, 1, 1)	(Strande, Ronteltap et Brdjanovic, 2014; Andriani <i>et al.</i> , 2015)
Sewage truck	Good quality (1, 2, 5, 2, 3)	Ecoinvent version 3.7
Planted Drying Bed (PDB)	Good quality (2, 3, 4, 1, 2)	EAWAG – SANDEC
Unplanted Drying Bed (UDB)	Good quality (2, 3, 4, 1, 2)	EAWAG – SANDEC
Lagoon	Good quality (2, 3, 3, 1, 2)	Adapted from Thompson <i>et al.</i> (2022)

Equations (6.1) and (6.2) were used to estimate the greenhouse gas (GHG) fluxes emitted into the atmosphere by the examined toilets and drying beds, respectively. Tableau 6.3 Information about the GHG emission rates used in the modelling of toilets and treatment systems for the study lists the data related to the emission factors used for each technology studied. To achieve the functional unit, a total of 22 people per year is required. The surface area of each drying bed is 300 m<sup>2</sup>, as mentioned previously.

$$\text{Emission (toilets)} = \text{Emission rate} \times \text{Number of people/year} \quad (6.1)$$

$$\text{Emission (drying beds)} = \text{Emission rate} \times \text{surface area} \times 365 \text{ days} \quad (6.2)$$

The information regarding the inputs and outputs used in modeling the studied systems is available in the “Supplementary data” section.

Tableau 6.3 Information about the GHG emission rates used in the modelling of toilets and treatment systems for the study

Adapted from Jean-Baptiste and Monette (2024)

Technology	Emission rate (ER)	References
CBT	0.454 kg CH <sub>4</sub> /capita/year	Johnson <i>et al.</i> (2022)
	0.0661 kg N <sub>2</sub> O/capita/year	
VIP latrine	1.134 kg CH <sub>4</sub> /capita/year	
	0.0661 kg N <sub>2</sub> O/capita/year	
W.C.	1.804 kg CH <sub>4</sub> /capita/year	
	0.0441 kg N <sub>2</sub> O/capita/year	
UDB	13.3 g CO <sub>2</sub> eq/m <sup>2</sup> /day or 0.532 g CH <sub>4</sub> /m <sup>2</sup> /day	Adapted from Cui <i>et al.</i> (2015)
PDB	1653 mg CH <sub>4</sub> /m <sup>2</sup> /day	Adapted from Uggetti <i>et al.</i> (2012) and Cui <i>et al.</i> (2015)
	485 mg N <sub>2</sub> O/m <sup>2</sup> /day	Adapted from Uggetti <i>et al.</i> (2012)
Lagoons	0.0018 kg CH <sub>4</sub> /m <sup>3</sup>	Adapted from Thompson <i>et al.</i> (2022)
	0.000629 kg N <sub>2</sub> O/m <sup>3</sup>	
	0.000608 kg NH <sub>3</sub> /m <sup>3</sup>	

## 6.6 Results and discussion

### 6.6.1 Potential impact assessment of the sanitation systems analyzed

Tableau 6.4 presents the endpoint results concerning the potential impacts of the different examined sanitation systems on climate, ecosystems, and human health. The midpoint results are presented in Figure 6.4 and Figure 6.5. Regarding potential climate impacts, the scenarios are ranked in descending order as follows: S8 > S5 > S2 > S7 > S4 > S1 > S9 > S6 > S3. The scenarios equipped with a planted drying bed (PDB) are consistently the most impactful in each category for the same type of toilet, followed by scenarios with an unplanted drying bed (UDB), and lastly, those with a lagoon. Overall, the climate impact of scenarios equipped with a PDB is on average 2.37 times higher than those with a UDB, and 6.87 times higher than those with a lagoon. Thus, the PDB proves to be the most impactful sludge treatment technology ( $5.53 \times 10^3$  kg CO<sub>2</sub> eq), followed by the UDB ( $1.78 \times 10^3$  kg CO<sub>2</sub> eq) and the lagoon ( $3.13 \times 10^{-1}$  kg CO<sub>2</sub> eq). Regarding toilet types, scenarios with a flush toilet (WC) are on average 1.12 times more impactful than those with a VIP latrine, and 1.26 times more impactful than those with a container-based toilet (CBT). This confirms that the flush toilet is

the most impactful toilet ( $1.32 \times 10^3$  kg CO<sub>2</sub> eq), followed by the VIP latrine ( $9.11 \times 10^2$  kg CO<sub>2</sub> eq) and the composting toilet ( $5.51 \times 10^2$  kg CO<sub>2</sub> eq).

Tableau 6.4 Potential impacts of the analyzed sanitation systems

Scenario	Climate change (kg CO <sub>2</sub> eq)	Ecosystems (PDF·m <sup>2</sup> ·yr)	Human health (DALY)
S1 (CBT-Eva-UDB)	$2.35 \times 10^3$	$2.79 \times 10^3$	$1.76 \times 10^{-3}$
S2 (CBT-Eva-PDB)	$6.09 \times 10^3$	$3.81 \times 10^3$	$2.76 \times 10^{-3}$
S3 (CBT-Eva-Lag)	$5.64 \times 10^2$	$3.76 \times 10^3$	$2.71 \times 10^{-3}$
S4 (VIP-Eva-UDB)	$2.71 \times 10^3$	$3.56 \times 10^3$	$1.93 \times 10^{-3}$
S5 (VIP-Eva-PDB)	$6.45 \times 10^3$	$3.58 \times 10^3$	$2.93 \times 10^{-3}$
S6 (VIP-Eva-Lag)	$9.28 \times 10^2$	$3.52 \times 10^3$	$2.88 \times 10^{-3}$
S7 (WC-Eva-UDB)	$3.12 \times 10^3$	$3.66 \times 10^3$	$1.07 \times 10^{-2}$
S8 (WC-Eva-PDB)	$6.86 \times 10^3$	$3.68 \times 10^3$	$1.17 \times 10^{-2}$
S9 (WC-Eva-Lag)	$1.33 \times 10^3$	$3.62 \times 10^3$	$1.16 \times 10^{-2}$

CBT: Container-Based Toilet; VIP: Ventilated Improved Pit latrine; WC: Flush Toilet; UDB: Unplanted Drying Bed; PDB: Planted Drying Bed; Lag: lagoon.

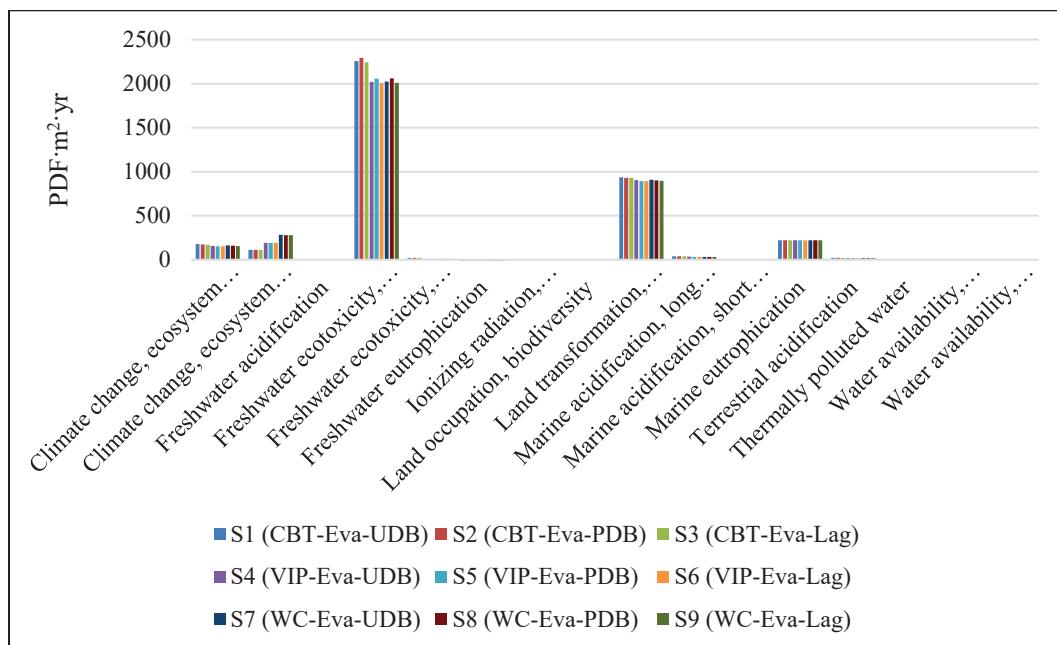


Figure 6.4 Potential ecosystem impacts of the examined systems at the midpoint level

Regarding potential ecosystem impacts, the scenarios (S) are ranked in descending order of impact as follows: S2 > S1 > S3 > S8 > S7 > S9 > S5 > S4 > S6. The analysis of results also reveals that systems equipped with a container-based toilet (CBT) are, on average, 1.04 times more impactful than those equipped with a flush toilet (WC), and 1.07 times more impactful

than those equipped with a VIP latrine. Consequently, CBT emerges as the most impactful technology in terms of ecosystem impact ( $3.48 \times 10^3$  PDF·m<sup>2</sup>·yr), followed by W.C. ( $3.31 \times 10^3$  PDF·m<sup>2</sup>·yr) and VIP latrine ( $3.21 \times 10^3$  PDF·m<sup>2</sup>·yr). Regarding treatment technologies, scenarios incorporating a planted drying bed (PDB) are 1.02 times more impactful than those with a lagoon, and 1.01 times more impactful than those with an unplanted drying bed (UDB). Therefore, PDB emerges as the most impactful treatment technology in terms of ecosystem impact ( $2.69 \times 10^2$  PDF·m<sup>2</sup>·yr), followed by UDB ( $2.48 \times 10^2$  PDF·m<sup>2</sup>·yr) and lagoon ( $2.12 \times 10^2$  PDF·m<sup>2</sup>·yr). These data suggest that both the examined sanitation systems and treatment technologies show relatively insignificant differences in terms of ecosystem impact.

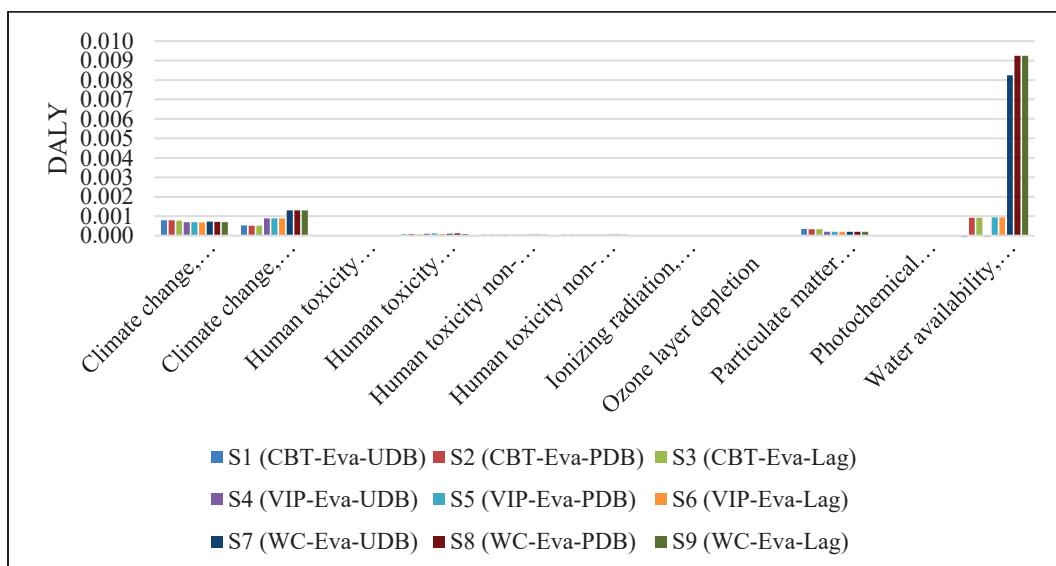


Figure 6.5 Potential sanitary impacts of the examined systems at the midpoint level

Regarding potential impacts on human health, the ranking in descending order is as follows: S8 > S9 > S7 > S5 > S6 > S2 > S3 > S4 > S1. The results have also highlighted that, in terms of health impacts, systems equipped with a flush toilet are on average 4.51 times more impactful than those equipped with a VIP latrine and 4.85 times more impactful than those equipped with a container-based toilet (CBT). Thus, the flush toilet appears as the most impactful toilet in terms of health impact ( $1.15 \times 10^{-2}$  DALY), followed by the VIP latrine ( $2.74 \times 10^{-3}$  DALY) and the CBT ( $2.64 \times 10^{-3}$  DALY). Regarding treatment technologies, systems equipped with a planted drying bed (PDB) are on average 1.21 times more impactful than those equipped with an unplanted drying bed (UDB) and 1.01 times more impactful than those

equipped with a lagoon. This suggests that the PDB is the most impactful treatment technology in terms of health impact ( $5.15 \times 10^{-5}$  DALY), followed by the lagoon ( $1.62 \times 10^{-6}$  DALY) and the UDB ( $-9.51 \times 10^{-4}$  DALY).

### **6.6.2 Contribution analysis**

A contribution analysis was carried out to identify the technologies and life cycle phases with the most impact, as well as the critical variables (hotspots). Three impact categories were selected: climate change, ecosystem quality, and human health. For ecosystems and human health, aquatic ecotoxicity and water availability were chosen respectively, as Figures 6.3 and 6.4 show that these indicators have the highest impact scores for these two impact categories.

#### **6.6.2.1 Contribution to climate change**

Tableau 6.5 presents the results of the contribution analysis related to climate change. The data indicate that, in scenarios including a drying bed (i.e., 66.7% of scenarios), it is the treatment technologies, particularly their utilization phase, that have the greatest impact on climate. Indeed, in these scenarios, the utilization phase of the drying bed is responsible for 57.1% to 90.7% of the total impact, depending on the scenario considered. This is mainly explained by greenhouse gas (GHG) emissions resulting from the degradation process of fecal sludge in these technologies.

The utilization phase of toilets comes second, with a contribution of 9.00% to 42.1% in scenarios involving a drying bed, and first in scenarios equipped with a lagoon (97.7% to 98.6% of the overall impact). The impact of toilets is mainly due to greenhouse gas emissions resulting from the degradation of fecal sludge (4.50% to 82.0%), the use of toilet paper (3.41% to 39.0%), and the use of wood shavings in scenarios involving a CBT (0.90% to 9.71%).

The sludge evacuation phase ranks third, with an impact ranging from 0.20% to 1.78%. However, in scenarios equipped with a lagoon (i.e., 33.3% of scenarios), it is the utilization phase of toilets that proves to be the most impactful, with a contribution ranging from 97.7% to 98.6% depending on the scenario considered, followed by the sludge evacuation process, which contributes 1.24% to 2.19% of the overall climate impact of the system.

Tableau 6.5 Contribution to climate change

Elements evaluated	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8	S9
	CBT-Eva- UDB	CBT-Eva- PDB	CBT-Eva- Lag	VIP-Eva- UDB	VIP-Eva- PDB	VIP-Eva- Lag	WC-Eva- UDB	WC-Eva- PDB	WC-Eva- Lag
Toilet construction	0.04%	0.02%	0.17%	0.08%	0.03%	0.24%	0.09%	0.04%	0.21%
Toilet utilization	23.4%	9.01%	97.7%	33.5%	14.1%	98.0%	42.1%	19.2%	98.6%
- GHG emission	11.8%	4.5%	49.0%	25.4%	10.7%	74.3%	35.0%	16.0%	82.0%
- Toilet paper	9.37%	3.61%	39.0%	8.11%	3.41%	23.7%	7.09%	3.22%	16.6%
- Wood shavings	2.33%	0.90%	9.71%	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
Toilet end-of-life	-0.02%	-0.01%	-0.08%	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	0.00%	-0.01%
Evacuation	0.53%	0.20%	2.19%	0.61%	0.26%	1.78%	0.53%	0.24%	1.24%
Treatment tech. construction	0.29%	0.11%	0.02%	0.25%	0.10%	0.01%	0.22%	0.09%	0.01%
Treatment tech. utilization	75.8%	90.7%	0.00%	65.6%	85.5%	0.00%	57.1%	80.5%	0.00%
- GHG emission	75.7%	90.7%	0.00%	65.5%	85.5%	0.0%	57.0%	80.5%	0.00%
- Sands extraction	0.12%	N/A	0.00%	0.10%	N/A	0.00%	0.09%	N/A	0.00%
Treatment tech. end-of-life	-0.06%	-0.02%	0.00%	-0.05%	-0.02%	0.00%	-0.05%	-0.02%	0.00%
Total	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%

As indicated in the work of Jean-Baptiste and Monette (2024), the adoption of practices such as the use of locally manufactured recycled paper, wood residues from carpentry and joinery workshops, and the use of ash as litter could mitigate the environmental impact of sanitation systems on climate change.

### 6.6.2.2 Ecosystem impact: contribution to long-term aquatic ecotoxicity

Tableau 6.6 presents the contribution to long-term aquatic ecotoxicity. The analysis of the results reveals that the utilization phase of toilets represents 92.5% to 97.9% of the total impact. Again, toilet paper is the main contributor, representing 83.8% to 95.8% of the impact, followed by litter, responsible for 12.0% to 12.2%. In second position, the evacuation link contributes 1.84% to 4.00% to the total impact. Treatment remains, once again, the least impactful link of the system, with an impact ranging from 0.06% to 2.53%.

Tableau 6.6 Contribution to long-term aquatic ecotoxicity

Elements evaluated	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8	S9
	CBT-Eva- UDB	CBT-Eva- PDB	CBT-Eva- Lag	VIP-Eva- UDB	VIP-Eva- PDB	VIP-Eva- Lag	WC-Eva- UDB	WC-Eva- PDB	WC-Eva- Lag
Toilet construction	0.50%	0.49%	0.50%	0.64%	0.63%	0.64%	1.65%	1.62%	1.66%
Toilet utilization	97.1%	95.8%	97.9%	95.0%	93.5%	95.8%	94.0%	92.5%	94.8%
- Toilet paper	85.0%	83.8%	85.7%	95.0%	93.5%	95.8%	94.0%	92.5%	94.8%
- Wood shavings	12.1%	12.0%	12.2%	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
End-of-life	-0.38%	-0.37%	-0.38%	-0.53%	-0.52%	-0.53%	-0.54%	-0.53%	-0.54%
Evacuation	1.87%	1.84%	1.89%	3.96%	3.90%	4.00%	3.96%	3.89%	4.00%
Treatment	0.87%	2.27%	0.06%	0.97%	2.53%	0.07%	0.97%	2.52%	0.07%
<b>Total</b>	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%

### 6.6.2.3 Human health impact: contribution to water availability

Tableau 6.7 presents the contribution to water availability. These data indicate that the toilet utilization phase is the most impactful (except in Scenarios 1 and 4), ranging from 98.8% to 112%. This predominance is primarily attributed to water used for handwashing and toilet flushing in Scenarios 7 to 9. Toilet paper ranks second, contributing from 2.67% to 26.7% depending on the scenario considered, and litter wood shavings third, contributing from -2.00% to 26.4%.

The evacuation phase comes after the utilization phase and represents -11.9% to 0.92% of the overall impact. Finally, the treatment phase ranks third, responsible for -12.1% to 0.32%. However, Scenarios 1 and 4 have particularly high values compared to the other seven scenarios, reaching 1394% and 1705%, respectively. These high values are associated with the process of extracting sand from riverbeds for the utilization phase of the unplanted drying bed, which seems to strongly affect river ecosystems, particularly by reducing water availability. These high values are mainly offset by the utilization phase of the CBT (-1282%) and the VIP toilet (-1600%), as these systems save water by not requiring flushing water.

Tableau 6.7 Contribution to water availability

Elements evaluated	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8	S9
	CBT-Eva-UDB	CBT-Eva-PDB	CBT-Eva-Lag	VIP-Eva-UDB	VIP-Eva-PDB	VIP-Eva-Lag	WC-Eva-UDB	WC-Eva-PDB	WC-Eva-Lag
Toilet construction	-0.24%	0.02%	0.02%	-0.92%	0.06%	0.06%	0.01%	0.01%	0.01%
Toilet utilization	-1282%	98.8%	99.1%	-1600%	99.4%	99.7%	112%	99.9%	100%
- Toilet paper	-345%	26.6%	26.7%	-422%	26.2%	26.3%	2.99%	2.67%	2.70%
- Wood shavings	26.4%	-2.00%	-2.00%	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
- Water	-964%	74.2%	74.4%	-1178%	73.2%	73.4%	109%	97.2%	97.3%
End-of-life	0.08%	-0.01%	-0.01%	0.30%	-0.02%	-0.02%	0.00%	0.00%	0.00%
Evacuation	-11.9%	0.91%	0.92%	-4.11%	0.26%	0.26%	0.03%	0.03%	0.00%
Treatment	1394%	0.32%	0.01%	1705%	0.32%	0.01%	-12.1%	0.03%	0.00%
<b>Total</b>	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%

The design and use of water-efficient toilets, requiring a smaller volume of water for flushing and handwashing, represents an effective solution to reduce the environmental impact associated with water consumption. Furthermore, previous recommendations on the use of recycled paper as well as sawdust or ash as alternatives to toilet paper and wood shavings remain relevant to mitigate this impact.

### 6.6.3 Sensitivity analysis

A sensitivity analysis was conducted to assess the influence of the mass of wood shavings used on the study results, given that litter is one of the two main critical variables identified. To do this, the mass of wood shavings used (1,170 kg) was increased, then decreased by 33.3% ( $\pm$  390 kg). Figure 6.6 (a and b) presents the results of the sensitivity analysis for both potential ecosystem and human health impacts. The results show that the mass of litter used does not affect the study results for health impacts. On the other hand, for ecosystem impacts, there is a slight change in results when the mass of litter decreases by 33.3%, particularly for Scenarios 1 and 3, which move from second and third place to third and fifth place, respectively.

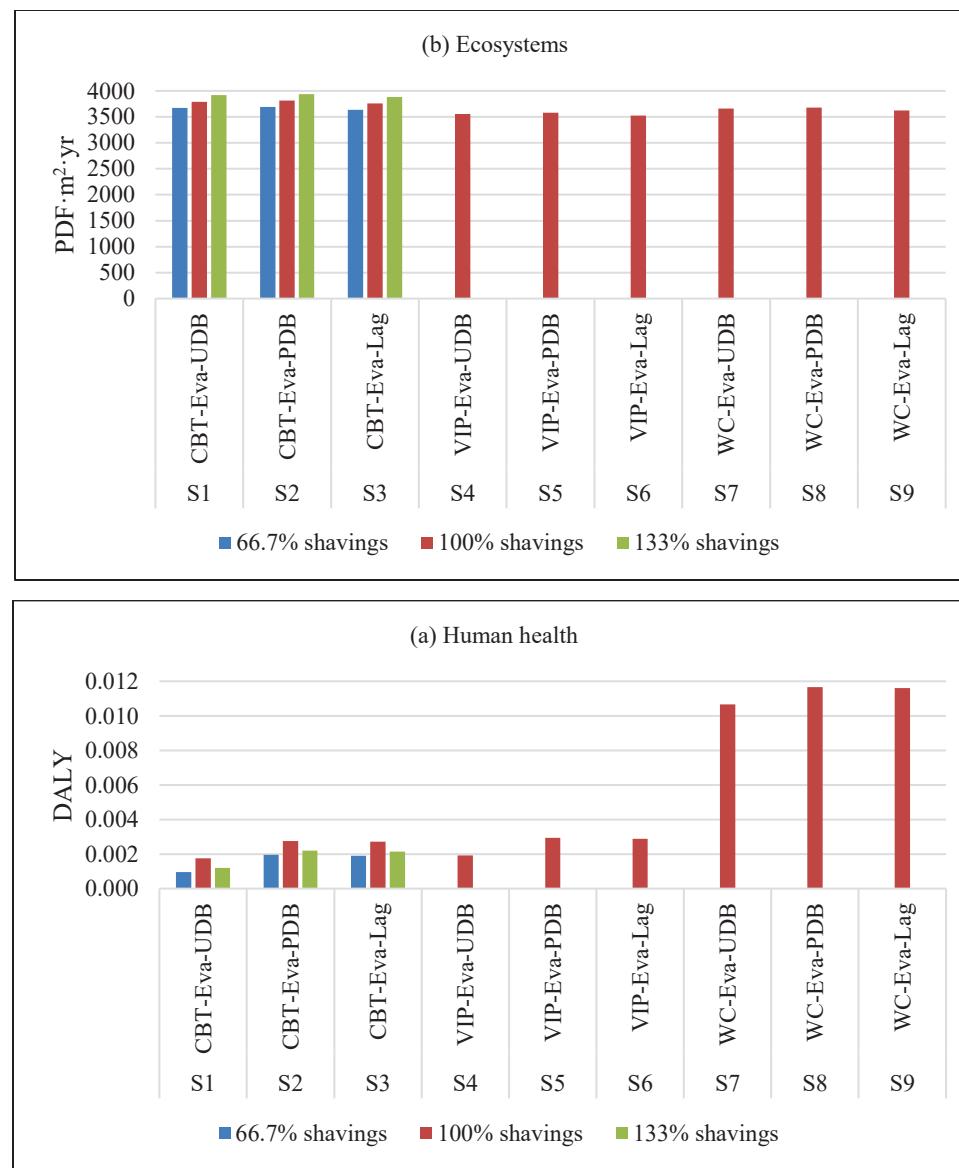


Figure 6.6 Sensitivity of the study to the amount of wood shavings used for (a) ecosystem impacts and (b) human health impacts

## 6.7 Conclusion

This study aimed to compare different on-site sanitation systems using drying beds or lagoons for the treatment of human excreta in Haiti, by applying the environmental Life Cycle Assessment (LCA). Nine scenarios were developed, comprising three successive stages: toilet, evacuation, and treatment of fecal sludge, with the functional unit being the management of one ton of fecal sludge (wet basis) over one year.

The results indicate that toilets, particularly their utilization phase, are the most impactful component, while the treatment phase is the least impactful. The critical variables identified include the use of toilet paper, wood shavings, greenhouse gas emissions, water usage, and the transportation of fecal sludge. The use of recycled paper, sawdust, or ash as litter, as well as water-efficient toilets, could reduce health and environmental impacts.

To better guide decisions on sanitation systems to be prioritized in low-income tropical countries, the study suggests combining LCA with Life Cycle Cost Assessment (LCCA) and Social Life Cycle Assessment (SLCA). This integrated approach will allow for the consideration of environmental, economic, and social aspects, thus promoting more informed and sustainable decisions regarding on-site sanitation.

#### **6.8 Appendix A. Supplementary data**

Supplementary data related to this article can be found at [JBaptisteDavidson\\_LCA\\_3rd paper\\_Supplementary data-DESKTOP-5NHB24T.docx](#).

#### **6.9 Acknowledgments**

The lead author expresses gratitude to Lécopot for providing the necessary data for modelling the container-based toilet and to EAWAG-SANDEC for providing the data related to drying beds.

## **CHAPITRE 7**

### **DISCUSSION GÉNÉRALE**

Ce chapitre a pour objectif d'analyser davantage en profondeur et de mettre en perspective les résultats obtenus à partir des différents articles constituant cette thèse. Dans un premier temps, une synthèse détaillée de chaque article est présentée, mettant en lumière leurs objectifs spécifiques, leurs méthodologies et les principaux résultats obtenus. Cette approche permet de dresser un tableau complet des travaux réalisés et de leurs contributions individuelles en lien avec la problématique globale de la thèse.

Par la suite, les résultats sont comparés de manière approfondie avec ceux de la littérature scientifique existante, en vue de faire ressortir l'originalité, les similitudes avec d'autres travaux et les limites de la thèse. Cette analyse comparative est suivie d'une réflexion critique sur les contraintes méthodologiques et les biais potentiels. L'exploration des perspectives de recherche future ouvertes par cette thèse complète finalement le chapitre.

#### **7.1 Synthèse des articles scientifiques publiés dans le cadre de la thèse**

##### **7.1.1 Synthèse de l'article 1**

L'article 1 évalue les risques sanitaires microbiens liés à l'utilisation des toilettes sèches à litière biomaîtrisée (TSLB) en Haïti, en utilisant la méthodologie de l'ÉQRM préconisée par Haas, Rose et Gerba (1999, 2014). Deux scénarios de contamination ont été considérés : (i) l'ingestion accidentelle de fèces lors du transport des excreta vers la plateforme de compostage, et (ii) l'ingestion accidentelle de fèces par les maître-composteurs lors du compostage des fèces. Les individus transportant les seaux d'excreta sont appelés vidangeurs dans les travaux. Neuf pathogènes de référence prévalents en Haïti ont été étudiés, avec les données de concentration tirées de la littérature scientifique. Une simulation Monte Carlo, réalisée avec le logiciel @RISK version 8.4.0, a permis de modéliser les incertitudes liées à la variabilité des données. Les résultats au 50<sup>e</sup> percentile ont été considérés comme réalistes et ceux au 95<sup>e</sup> percentile comme pessimistes.

Les résultats montrent que les vidangeurs et les maître-composteurs sont exposés à des risques d'infection ( $P_{\text{inf}}$ ) hautement élevés ( $P_{\text{inf}} > 25 \%$ ), bien au-delà du seuil acceptable de  $10^{-4}$  par personne par an fixé par l'USEPA. Les probabilités de maladie ( $P_{\text{ill}}$ ) varient de mineures (0.02 à  $< 1 \%$ ) à modérées (1 à  $< 5 \%$ ), avec deux pathogènes classés comme hautement élevés ( $P_{\text{ill}} > 25 \%$ ). Les probabilités annuelles de maladie sont également élevées, dépassant de 8.64 à 3870 fois la valeur seuil.

Les travaux recommandent l'utilisation d'équipements de protection individuelle (ÉPI) pour réduire les risques sanitaires. Les résultats corroborent ceux de Kumwenda *et al.* (2017) au Malawi (voir section 1.4.2.2), où les risques microbiens étaient également élevés (de 8.90 % à 100 %) pour les utilisateurs de toilettes écologiques, bien que les contextes et les types de toilettes diffèrent.

En conclusion, les travaux infirment partiellement les hypothèses 1, car le risque sanitaire microbien associé à la TSLB est significatif et dépasse le seuil acceptable de l'USEPA. Cependant, le port d'ÉPI (gants, bottes, cache-nez, etc.) peut réduire ce risque à un niveau acceptable.

#### **7.1.1.1 Portée et limites des travaux**

L'article 1 a été rédigé dans un contexte où des interrogations et des projets de recherche émergeaient concernant l'expansion de la toilette sèche à litière biomaîtrisée (TSLB) en Haïti et dans le monde, notamment dans les pays à faible revenu (Ferguson *et al.*, 2021; Mallory *et al.*, 2022; Parker *et al.*, 2023; Tilmans *et al.*, 2015). La TSLB est présentée comme une solution écologique et relativement peu coûteuse qui permet la valorisation agricole des excreta. Cependant, comme démontré dans la section 1.6.1, aucun travail de recherche de nature quantitative sur les risques sanitaires microbiens associés à son utilisation n'a été identifié dans la littérature scientifique.

Ce manque de données scientifiques devait être comblé pour permettre aux décideurs et aux potentiels utilisateurs en Haïti et ailleurs de disposer de données suffisantes pour prendre des décisions éclairées. Les travaux réalisés comblent ainsi un manque existant en fournissant une analyse quantitative des risques sanitaires microbiens associés à l'utilisation de la TSLB.

Les principales contributions de cet article incluent l'application de l'ÉQRM à la TSLB, la création d'un outil d'aide à la décision pour les décideurs et les utilisateurs potentiels, ainsi que l'établissement d'une base méthodologique pour de futures recherches sur les risques sanitaires associés aux toilettes à compost.

Cependant, les travaux réalisés présentent certaines limites méthodologiques. La première concerne l'absence de modélisation de la contamination par inhalation et pénétration cutanée. Le manque de données scientifiques sur les taux de pénétration cutanée des pathogènes a empêché la prise en compte de la contamination par voie cutanée, un aspect non négligeable dans le contexte de manipulation des boues fécales. Les travaux de Kumwenda *et al.* (2017) ont considéré l'exposition par contact cutané, mais les données étaient basées sur des estimations personnelles des auteurs, et non sur une démarche scientifique vérifiable. La seconde limite majeure réside dans l'absence de méthodes scientifiques fiables pour modéliser la concentration de micro-organismes dans l'air à partir de leur concentration dans les fèces. Des travaux comme ceux de Pepper et Gerba (2018) et Tang *et al.* (2024) montrent la possibilité de modéliser l'exposition par inhalation d'aérosols générés à partir d'eau contenant des agents pathogènes, en se basant sur la concentration de pathogènes dans l'eau, l'humidité absolue de la zone, le temps d'exposition et le taux d'inhalation. Cependant, ces modèles ne sont pas applicables pour modéliser l'exposition par inhalation d'aérosols générés à partir des boues de vidange. Les travaux de Kumwenda *et al.* (2017) ont également pris en compte l'exposition par inhalation, mais les données étaient également basées sur des estimations personnelles des auteurs.

Ces limitations suggèrent que les résultats des travaux pourraient sous-estimer le niveau réel de risque microbien pour les utilisateurs de la TSLB. Les résultats obtenus doivent ainsi être considérés avec prudence, en tenant compte de ces limitations. En dépit de ces limites, l'article pose les fondements d'une méthodologie d'ÉQRM spécifiquement adaptée aux TSLB. Il souligne l'importance de poursuivre les recherches pour combler les lacunes identifiées, notamment concernant les voies d'exposition par inhalation et contact cutané. Ces travaux ouvrent ainsi la voie à des améliorations futures de la méthodologie grâce aux avancées

scientifiques en modélisation. D'autres limites ont été identifiées dans l'article, mais elles sont déjà explicitées en détail, ce qui rendrait leur présentation redondante.

### 7.1.2 Synthèse de l'article 2

L'article 2 évalue les risques sanitaires microbiens auxquels sont exposés les vidangeurs manuels haïtiens, connus sous le nom de « bayakous », lors de la vidange des fosses de latrines. Les travaux utilisent la méthodologie d'ÉQRM et considère trois scénarios d'ingestion accidentelle de fèces :

- Scénario 1. Ingestion par contact mains-bouche;
- Scénario 2. Ingestion directe lors de l'immersion quasi-totale dans les fosses;
- Scénario 3. Combinaison des deux scénarios précédents.

Neuf pathogènes de référence ont été sélectionnés, avec des données de concentration tirées de la littérature scientifique. Des analyses de sensibilité ont été effectuées en modulant les doses d'ingestion de  $\pm 25\%$  pour vérifier l'impact sur les résultats.

Les résultats démontrent que les *bayakous* sont exposés à des risques d'infections et de maladies hautement élevés, atteignant 100 % par année, ce qui excède de 10 000 fois la valeur seuil acceptable. Ces résultats concordent avec ceux obtenus par Stenström *et al.* (2011), Smith (2014), Chumo *et al.* (2021), et Gautam *et al.* (2021) qui révèlent que les vidangeurs manuels sont souvent affectés par des maladies infectieuses telles que le choléra, la diarrhée, les affections cutanées, les infections parasitaires et l'hépatite A, ce qui tend à réduire leur espérance de vie.

Pour atténuer ces risques, les résultats des travaux suggèrent entre autres :

- le port d'équipements de protection individuelle (ÉPI);
- l'utilisation d'une pompe manuelle de type Gulper pour éviter la descente dans les fosses;
- la professionnalisation du métier de *bayakous* sur tout le territoire par l'État haïtien.

Ces résultats confirment l'hypothèse 2 de présents travaux, selon laquelle les *bayakous* sont hautement exposés aux risques sanitaires microbiens, ce qui constitue également un risque pour eux-mêmes ainsi que pour la santé publique.

### 7.1.2.1 Portée et limites des travaux

La problématique présentée à la section 1.6.1 a mis en évidence que la vidange manuelle en Haïti, pratiquée par les *bayakous*, constitue un cas unique et à haut risque sanitaire. Ces vidangeurs entrent nus dans les fosses et sont souvent immergés jusqu'au cou. Pourtant, aucun travail de recherche d'ÉQRM n'a été trouvé pour cette pratique, ni pour d'autres pratiques comparables existant dans d'autres pays.

Les travaux réalisés ont permis de combler un manque dans la littérature scientifique en produisant des données et en développant une méthodologie d'ÉQRM adaptée à la vidange manuelle de fèces en Haïti et ailleurs. Cependant, des limites méthodologiques subsistent. La prise en compte de l'exposition par contact cutané aurait été pertinente, étant donné que les *bayakous* travaillent nus et peuvent se blesser, utilisant parfois du feu pour cautériser leurs plaies (Smith, 2014). Les blessures constituent des voies d'entrée pour les agents pathogènes dans l'organisme (Sachdeva, Satyamoorthy et Murali, 2022; Wang *et al.*, 2024). Le manque de données sur le taux de pénétration cutané a empêché le développement de ce scénario. De plus, la contamination par inhalation à l'intérieur des fosses n'a pas pu être modélisée en raison du manque de données fiables pour une modélisation mathématique précise. Toutefois, le risque annuel d'infection et de maladie étant de 100 % pour tous les scénarios et pathogènes considérés, la prise en compte de ces facteurs n'aurait pas modifié les résultats obtenus et les conclusions en découlant.

Les travaux ont jeté les bases pour la modélisation des risques microbiens associés à la vidange manuelle. La méthodologie pourrait être enrichie à l'avenir grâce aux avancées technologiques en matière de modélisation scientifique.

### 7.1.3 Synthèse de l'article 3

L’article 3 présente une ACV comparative de six filières d’assainissement autonome utilisant soit un composteur, soit un biodigesteur pour valoriser les boues fécales. Ces travaux visent principalement à identifier les filières et technologies d’assainissement les plus bénéfiques sur les plans sanitaire et environnemental. L’ACV permet également de repérer les variables critiques (*hotspots*) afin de formuler des recommandations pour améliorer certaines filières et/ou technologies.

L’unité fonctionnelle choisie est la gestion d’une tonne de boues fécales humide en Haïti sur une année. La méthode *Impact World+* préconisée par Bulle *et al.* (2019) a été utilisée pour évaluer les impacts potentiels, tandis que la méthode de substitution par extension des frontières a été sélectionnée pour attribuer au système les impacts évités grâce à la production de compost et/ou de biogaz, conformément à la norme ISO 14044 (2006).

Six scénarios d’assainissement, représentant chacun une filière d’assainissement autonome, ont été élaborés. Chaque filière comprend trois maillons, conformément à Gabert *et al.* (2018) : (i) Toilette, (ii) Évacuation des boues, et (iii) Traitement des boues. Pour le premier maillon (Toilette), trois types de toilettes utilisées en Haïti ont été sélectionnés : latrine VIP, toilette sèche à litière biomaîtrisée (TSLB) et toilette à chasse d’eau (WC). Pour le deuxième maillon (Évacuation), une pompe de Gulper, cinq fûts (drums) et un camion de vidange ont été considérés. Cependant, les filières contenant une TSLB n’ont pas besoin de pompe de Gulper, car la TSLB n’a pas de fosse à vidanger. Pour le troisième maillon (Traitement), deux technologies ont été retenues : un composteur et un biodigesteur ou méthaniseur.

Les résultats indiquent que le Scénario 1 (Toilette VIP-Évacuation-Compostage) est le deuxième moins impactant sur le plan sanitaire ( $2.71 \times 10^{-3}$  DALY) et le moins impactant sur le plan écosystémique (3550 PDF·m<sup>2</sup>·yr). En revanche, le Scénario 6 (WC-Évacuation-Biodigesteur) se révèle le plus impactant à la fois sur le plan sanitaire ( $1.20 \times 10^{-2}$  DALY) et écosystémique (3820 PDF·m<sup>2</sup>·yr). Concernant l’impact des technologies de traitement de boues pris séparément, le digesteur a été 10.4 fois plus impactant que le composteur sur le plan sanitaire et 1.72 fois plus impactant que ce dernier sur le plan écosystémique.

Les analyses de contribution ont révélé que la phase d'utilisation des toilettes est responsable de plus de 90 % des impacts des filières d'assainissement examinées. Cela est principalement lié à l'utilisation de papier hygiénique et de copeaux de bois, employés comme litière dans les TSLB, et à la biodégradation des boues fécales, laquelle génère des gaz à effet de serre (GES) responsables du réchauffement climatique. L'émission de GES des toilettes à fosse a déjà été identifiée comme un problème environnemental significatif par plusieurs travaux, dont ceux de Kulak *et al.* (2017).

Les analyses de sensibilité, modulant  $\pm 33\%$  la masse de litière employée, montrent que les résultats ne sont pas sensibles à cette variable. En revanche, ils sont légèrement sensibles à la méthode d'évaluation d'impact utilisée. En effet, la comparaison des résultats obtenus avec la méthode *Impact World+* avec ceux de la méthode *Impact 2002+* montre des différences mineures. Cependant, les valeurs obtenues avec la méthode *Impact 2002+* étaient pratiquement similaires, donc interchangeables.

Les travaux recommandent d'utiliser du papier hygiénique à base de papier recyclé, fabriqué localement, pour réduire l'impact lié au papier hygiénique (principale variable critique). Quant aux copeaux de bois, les travaux recommandent d'utiliser de la cendre et/ou des sciures de bois provenant des ateliers d'ébénisterie et des menuiseries, des matières généralement considérées comme déchets en Haïti.

Les résultats de l'article 3 corroborent l'hypothèse 3, suivant laquelle la filière comportant une TSLB et un composteur (Scénario 3) serait avantageuse sur les plans sanitaire et environnemental. En effet, elle est la moins impactante sur le plan sanitaire et la troisième moins impactante sur le plan écosystémique. Le remplacement des copeaux de bois par de la cendre et/ou des sciures peut l'améliorer davantage en réduisant significativement son empreinte environnementale. Cependant, le Scénario 2 (Toilette VIP-Évacuation-Méthanisation) et le Scénario 4 (TSLB-Évacuation-Méthanisation) présentent des résultats comparables au Scénario 1 et pourraient être considérés, à condition que les substrats nécessaires à la biométhanisation (excreta humain et animal, biodéchets agro-alimentaires, etc.) soient disponibles localement. Cette recommandation s'aligne avec les conclusions de

Kulak *et al.* (2017), soulignant l'importance de l'approvisionnement local en substrats pour améliorer l'efficacité et la durabilité des systèmes de biométhanisation.

#### 7.1.3.1 Portée et limites des travaux

L'article 3 a été rédigé dans un contexte où l'économie circulaire et les pratiques vertueuses associées, telles que le recyclage et la valorisation des matières résiduelles, sont fréquemment évoquées dans les débats scientifiques et sociétaux en Haïti et à travers le monde. La valorisation agricole et énergétique des boues fécales constitue une option viable pour réduire les risques sanitaires et environnementaux, tout en fournissant des fertilisants et de l'énergie. L'évaluation des impacts sanitaires et environnementaux potentiels des filières d'assainissement autonome utilisant le compostage et la biométhanisation pour traiter et valoriser les boues était donc nécessaire. L'ACV a été identifiée comme la meilleure méthode pour comparer les différentes technologies d'assainissement examinées et pour identifier les meilleures pratiques ainsi que les leviers d'amélioration potentiels.

Comme mentionné dans la section 1.6.1, les travaux d'ACV évaluant l'intégralité des filières d'assainissement autonome sont rares dans la littérature scientifique. Les travaux de Kulak *et al.* (2017), Gao *et al.* (2017) et Anastasopoulou *et al.* (2018b) sont parmi les plus proches du sujet, mais ils se limitent chacun à un scénario d'assainissement autonome spécifique. Kulak *et al.* (2017) examinent une toilette (*Fossa Alterna*) et un biodigesteur, tandis que Gao *et al.* (2017) et Anastasopoulou *et al.* (2018b) examinent une toilette sèche à séparation d'urine reliée à un composteur. Ces travaux ne couvrent donc pas la diversité des systèmes d'assainissement autonome.

La littérature ne présente aucune ACV comparative sur les filières d'assainissement autonome intégrant en aval un traitement des boues par compostage et biométhanisation. Par conséquent, une comparaison objective de ces deux options de valorisation des boues sur le plan sanitaire et environnemental s'avère difficile. Cet article a contribué à combler ce manque dans la littérature. Cependant, comme c'est le cas pour toute recherche scientifique, il comporte des limites. La principale limite identifiée est l'absence de données typiquement adaptées au contexte haïtien dans la base de données *ecoinvent* utilisée. En effet, les données concernant

certains matériaux, tels que le bois, proviennent du contexte québécois, où l'industrie du bois est plutôt motorisée, contrairement à Haïti, où l'industrie de transformation du bois est généralement manuelle. De plus, au lieu d'un camion de vidange de boues fécales, c'est un camion de gestion de déchets municipaux qui a été utilisé, faute de données sur les camions de vidange dans *ecoinvent* version 3.7. L'étude a dû adapter certaines données au contexte haïtien lorsque cela était possible, et dans le cas contraire, des données issues du contexte brésilien ont été utilisées, car c'est le seul pays d'Amérique latine disposant de données dans *ecoinvent* 3.7. Cela démontre la nécessité d'avoir des données représentatives des pays à faible revenu dans cette base de données.

En dépit de ces limites, cet article représente une avancée significative dans l'évaluation environnementale des filières d'assainissement autonome, particulièrement dans le contexte des pays à faible revenu. Il offre des bases solides pour orienter de futures recherches et pour améliorer les approches existantes dans ce domaine d'importance pour la santé publique et l'environnement. La démarche pourrait être améliorée et enrichie au fil du temps, en y ajoutant une analyse des coûts du cycle de vie (ACCV) ainsi qu'une analyse sociale du cycle de vie (ASCV). Par ailleurs, une évaluation quantitative des risques microbiens appliquée à chaque filière étudiée pourrait compléter les catégories d'impact sanitaire, rendant ainsi les travaux plus exhaustifs.

#### **7.1.4      Synthèse de l'article 4**

L'article 4 présente une ACV comparative de neuf filières d'assainissement autonome comportant en aval un procédé de traitement par lagunage, lits de séchage non-plantés, et lits de séchage plantés de végétaux. Les travaux visaient principalement à identifier les filières et technologies d'assainissement les plus bénéfiques pour l'environnement. Ils visaient également à identifier les points critiques afin de contribuer à améliorer certaines filières et technologies d'assainissement. L'unité fonctionnelle retenue a été la gestion d'une tonne de boues fécales humides en Haïti sur une année.

La méthode *Impact World+*, préconisée par Bulle *et al.* (2019), a été combinée à la méthode IPCC 2013 GWP 100a, préconisée par l'IPCC (2013) pour évaluer les impacts sanitaires,

écosystémiques et climatiques des filières et technologies d'assainissement examinées. L'extension des frontières a été utilisée conformément à la norme ISO 14044 (2006) pour prendre en compte les impacts évités par la production de biosolides (boues sèches) destinés à l'épandage agricole.

Neuf scénarios ont été retenus, représentant chacun une filière d'assainissement. Chaque filière comporte trois maillons : Toilette, Évacuation et Traitement. Le maillon toilette comprend : TSLB, toilette VIP et WC. Le maillon évacuation comprend une pompe de Gulper, cinq drums (fût) et un camion de vidange. Le maillon traitement comprend trois technologies : lagunes, lits de séchage non-plantés (LSnP) et lits de séchage plantés de végétaux (LSPV).

Les résultats indiquent que le Scénario 6 (VIP-Évacuation-Lagunes) et le Scénario 4 (VIP-Évacuation-LSnP) sont globalement les moins impactants. Ces deux scénarios sont interchangeables. En revanche, le Scénario 8 (WC-Évacuation-LSPV) est globalement le plus impactant. Concernant les technologies prises séparément, sur le plan climatique, le WC est 1.45 fois plus impactante que la latrine VIP et 2.39 fois plus impactante que la TSLB. Les lits de séchage plantés de végétaux sont 3 fois plus impactants que les lits de séchage non-plantés et 17 670 fois plus impactants que les lagunes.

Sur le plan écosystémique, la TSLB est 1.05 fois plus impactante que le WC, et 1.08 fois plus impactante que la latrine VIP. Les lits de séchage plantés de végétaux sont 1.08 fois plus impactants que les lits de séchage non-plantés et 1.27 fois plus impactants que les lagunes. Les différences ne sont donc pas significatives en termes d'impact écosystémique. En revanche, l'écart est élevé entre les technologies examinées sur le plan sanitaire. En effet, le WC est 4.20 fois plus impactant sur le plan sanitaire que la latrine VIP, et 4.35 fois plus impactant que la TSLB. Les lits de séchage plantés de végétaux sont 31.8 fois plus impactants que les lagunes; ces deux technologies ont un impact sanitaire nettement plus élevé que celui des lits de séchage non-plantés, lesquels présentent un impact négatif ( $-9.51 \times 10^{-4}$  DALY), synonyme d'impact évité.

Globalement, le WC est la technologie la plus impactante, suivi de la latrine VIP et de la TSLB. Ces résultats sont généralement en accord avec les travaux d'Anastasopoulou *et al.* (2018), qui

ont constaté que parmi les toilettes examinées, les WC avaient l'impact sanitaire et environnemental le plus élevé, tandis que les toilettes sèches à séparation d'urine (une variante de TSLB) présentaient l'impact le plus faible. Concernant les technologies de traitement, les lits de séchage plantés de végétaux tendent à avoir un impact global plus important, suivis des lits de séchage non plantés et des lagunes. Cependant, l'efficacité et l'impact de chaque technologie peuvent varier considérablement selon les conditions locales, notamment le climat et les pratiques de gestion.

Les analyses de contributions révèlent que la phase d'utilisation des toilettes est généralement l'étape la plus impactante. Cela est dû aux variables critiques suivantes : papier hygiénique, copeaux de bois utilisés comme litière dans les TSLB, émissions de gaz à effet de serre résultant de la biodégradation des boues dans les toilettes et utilisation d'eau. Comme dans l'article 3, les travaux recommandent d'utiliser du papier hygiénique fait à base de papier recyclé, d'utiliser de la sciure et de la cendre comme litière dans les TSLB, et d'utiliser des toilettes économies en eau.

Les analyses de sensibilité réalisées montrent que les résultats des travaux ne sont pas sensibles aux variations de la masse de litière utilisée, sauf pour deux des neuf scénarios sur le plan écosystémique. Les résultats des travaux infirment l'hypothèse 4 selon laquelle les lits de séchage non-plantés et les lits de séchage plantés de végétaux auraient une meilleure empreinte environnementale que les lagunes, sauf sur le plan écosystémique où le système de lagunage est plus impactant que les lits de séchage non-plantés. En revanche, les résultats confirment l'hypothèse 1, selon laquelle la TSLB représente la meilleure technologie d'accès à l'assainissement.

#### **7.1.4.1 Portée et limites des travaux**

Les présents travaux visent à combler une lacune importante dans la littérature scientifique concernant l'évaluation environnementale des filières d'assainissement autonome utilisant des technologies extensives. Après avoir examiné dans l'article 3 les impacts sanitaires et environnementaux potentiels des filières comportant des technologies intensives (lagunage et biométhanisation), l'étude des filières équipées de technologies extensives telles que le

lagunage, les lits de séchage non-plantés et les lits de séchage plantés s'est avérée nécessaire. Cette nécessité est née du constat de l'absence de travaux scientifiques abordant ces filières dans leur ensemble, les travaux existants se concentrant uniquement sur les technologies extensives prises séparément (Uggetti *et al.*, 2011; Mohammadi et Fataei, 2019; Flores *et al.*, 2019; Thompson *et al.*, 2022), plutôt que sur l'intégralité de la filière d'assainissement.

La contribution principale de ces travaux réside dans la réalisation d'une recherche holistique sur l'intégralité des filières d'assainissement autonome utilisant des technologies extensives. Contrairement aux études existantes qui se focalisent souvent sur un seul maillon de la chaîne d'assainissement, cette perspective globale offre aux décideurs et aux chercheurs une compréhension plus complète et intégrée des filières étudiées, facilitant ainsi la prise de décision éclairée dans le domaine de l'assainissement non collectif.

Cependant, les travaux réalisés présentent certaines limites. Comme mentionné dans la section 7.1.3.1, la base de données *ecoinvent* est limitée par un manque de données spécifiques au contexte des pays à faible revenu, ce qui peut affecter la précision des résultats. De plus, bien que l'analyse environnementale du cycle de vie soit un outil pertinent, elle n'est pas suffisante à elle seule pour prendre des décisions pleinement durables. En effet, l'analyse environnementale du cycle de vie n'est pas en mesure de prendre en compte certains facteurs importants tels que le bruit, l'odeur, l'esthétique, etc.

En ce qui concerne la comparaison des technologies, les résultats des travaux indiquent que les lagunes et les lits de séchage non-plantés présentent une meilleure performance environnementale que les lits de séchage plantés de végétaux. Cependant, cette comparaison ne tient pas compte d'autres aspects cruciaux. Les lits de séchage plantés de végétaux sont en effet plus efficaces en matière de séchage, de stabilisation et d'hygiénisation des boues fécales (Strande, Ronteltap et Brdjanovic, 2014; Tilley *et al.*, 2016). De plus, les lagunes génèrent généralement davantage de nuisances olfactives que les lits de séchage plantés de végétaux, qui offrent également une meilleure intégration paysagère et une valeur ajoutée écologique grâce aux végétaux macrophytes utilisés (Strande, Ronteltap et Brdjanovic, 2014; Tilley *et al.*, 2016). Sur le plan économique, le coût d'investissement des lagunes est plus élevé que celui des lits de séchage plantés et plantés, selon Monvois *et al.* (2010) et Tilley *et al.* (2016).

Une analyse complète nécessiterait l'intégration d'une analyse de coût du cycle de vie et d'une analyse sociale du cycle de vie. En outre, une évaluation des risques sanitaires microbiens liés à l'intégralité de ces filières devrait être prise en compte pour une compréhension exhaustive des impacts.

Malgré ces limitations, les travaux fournissent une base scientifique pour comparer les filières d'assainissement dans les pays à faible revenu. Elle permet d'identifier les options les plus prometteuses et met en lumière les leviers d'amélioration potentiels. Les travaux réalisés ouvrent la voie à des investigations futures visant à affiner la méthodologie et à approfondir la compréhension des impacts environnementaux spécifiques aux systèmes d'assainissement autonome dans ces contextes.

## **7.2 Analyse du choix d'une technologie d'assainissement autonome**

La sélection d'une technologie d'assainissement appropriée nécessite une compréhension approfondie du contexte local et une évaluation attentive des externalités associées. Le choix d'une technologie d'assainissement autonome dépend d'un ensemble de facteurs complexes et interdépendants, notamment : (i) la disponibilité de l'espace, (ii) les ressources financières, (iii) l'acceptabilité sociale, (iv) la disponibilité locale des matériaux, (v) les caractéristiques du sol, (vi) le type et la quantité de boues entrants, (vii) les produits sortants désirés, (viii) les contraintes réglementaires locales, (ix) la capacité technique d'entretien et de maintenance, et (x) les conditions climatiques (Strande, Ronteltap et Brdjanovic, 2014; Tilley *et al.*, 2016).

Cette section analyse en profondeur les différentes technologies d'assainissement autonome examinées, en identifiant leurs avantages ainsi que leurs inconvénients. L'objectif est de fournir un cadre d'analyse complet pour guider et faciliter les choix des décideurs et des ménages en matière de technologie d'assainissement autonome.

### **7.2.1 Choix d'une toilette**

Les résultats des travaux réalisés montrent que, parmi les technologies d'accès à l'assainissement, la TSLB est généralement la plus avantageuse, suivie par la latrine VIP et le WC. La performance environnementale de la latrine VIP, proche de celle de la TSLB, suggère

que ces deux toilettes peuvent être interchangeables selon les contextes. Néanmoins, aucune technologie ne peut être considérée comme universellement supérieure. Chaque option présente des avantages et des inconvénients spécifiques qui doivent être évalués à la lumière du contexte local. Par conséquent, une analyse approfondie des conditions locales demeure indispensable pour garantir le choix le plus approprié et durable.

### Toilette sèche à litière biomaîtrisée (TSLB)

La toilette sèche à litière biomaîtrisée présente potentiellement un impact environnemental inférieur à celui de la toilette VIP et de la toilette à chasse d'eau, principalement en raison de sa conception et des matériaux utilisés pour sa construction. Dans le cadre de cette étude, la TSLB se compose uniquement d'une superstructure en bois, sans fosse ni fondation. Cela élimine l'utilisation de matériaux de construction tels que l'acier, le béton, le ciment, le gravier ou le sable, réduisant ainsi considérablement les impacts environnementaux liés à leur production et leur transport.

L'empreinte environnementale réduite de la toilette sèche à litière biomaîtrisée est également liée à son faible encombrement spatial. Toutefois, son principal point faible réside dans l'utilisation de litière, généralement composée de copeaux de bois obtenus par broyage mécanique. Néanmoins, dans le contexte haïtien, cet impact peut être atténué, car la litière est souvent constituée de matériaux locaux à faible impact environnemental, comme les cendres issues d'activités de cuisson.

L'avantage environnemental de la toilette sèche à litière biomaîtrisée dépend des pratiques d'utilisation et d'entretien. Si les utilisateurs ne portent pas d'équipement de protection individuelle lors des opérations de vidange et de compostage des boues, la toilette VIP pourrait s'avérer moins problématique en termes d'impact sur la santé humaine.

Le choix et l'implantation de la toilette sèche à litière biomaîtrisée nécessitent une analyse contextuelle tenant compte des éléments suivants :

- **Contexte spatial** : en milieu urbain densément peuplé, la toilette sèche à litière biomaîtrisée peut présenter des inconvénients liés au stockage des boues fécales et à

l'espace nécessaire pour le compostage. Elle serait donc mieux adaptée aux zones rurales et périurbaines, caractérisées par des habitats dispersés et un espace plus vaste;

- **Disponibilité des services** : l'efficacité de la toilette sèche à litière biomâtrisée dépend de la disponibilité d'un service de vidange régulier et d'une litière adéquate (copeaux de bois, cendres, sciures, etc.). Ces éléments permettent d'éviter les nuisances olfactives et la prolifération d'insectes nuisibles;
- **Demande en compost** : l'intérêt de produire du compost est lié à la demande locale, généralement plus élevée en milieu rural où les activités agricoles prédominent. Cela renforce l'idée que la toilette sèche à litière biomâtrisée est particulièrement adaptée aux zones rurales;
- **Aspects culturels et sociaux** : l'acceptabilité de la toilette sèche à litière biomâtrisée par les utilisateurs doit être prise en compte, car son utilisation implique une gestion plus active des excreta humains comparée aux toilettes conventionnelles.

En conclusion, bien que la toilette sèche à litière biomâtrisée présente des avantages environnementaux notables, son adoption et son implantation doivent être soigneusement évaluées en fonction du contexte local, des infrastructures disponibles, et des pratiques culturelles. Elle apparaît comme une solution particulièrement adaptée aux zones rurales d'Haïti, où ses avantages peuvent être pleinement exploités.

### **Latrine à fosse ventilée (ou latrine VIP)**

La latrine VIP est une toilette dont les caractéristiques spécifiques influencent son impact environnemental et son adaptabilité à différents contextes. Elle est constituée d'une superstructure en bois reposant sur une fosse et une fondation composée de matériaux tels que le ciment, l'acier, l'acier et le gravier. En raison de cette conception, l'impact environnemental de la latrine VIP est généralement supérieur à celui de la toilette sèche à litière biomâtrisée. Les matériaux nécessaires pour la construction de la fosse et de la fondation contribuent à une empreinte environnementale relativement plus élevée.

Cependant, tout comme la toilette sèche à litière biomâtrisée, la latrine VIP est souvent fabriquée localement et manuellement, ce qui permet de limiter les impacts liés à l'énergie et

au transport des matériaux. Cet aspect est particulièrement avantageux dans le contexte haïtien, où les ressources financières et logistiques peuvent s'avérer limitées.

La latrine VIP présente une grande adaptabilité, tant en milieu urbain qu'en milieu rural. Elle ne nécessite pas d'eau pour son fonctionnement, à l'exception de l'eau utilisée pour le lavage des mains, ce qui constitue un avantage important dans les régions où l'accès à l'eau est limité. Cette indépendance vis-à-vis des infrastructures hydrauliques lui permet de s'intégrer dans divers contextes géographiques et socio-économiques.

Cependant, certaines limitations doivent être prises en compte lors du choix de cette technologie. La latrine VIP n'est pas adaptée aux sols perméables ou aux zones inondables, car cela pourrait entraîner des problèmes de contamination des eaux souterraines. De plus, si elle n'est pas correctement entretenue, elle peut générer des nuisances olfactives et favoriser la prolifération de mouches, ce qui pose des risques pour la santé publique (Monvois *et al.*, 2010; Tilley *et al.*, 2016).

### Toilette à chasse d'eau (WC)

La toilette à chasse d'eau se distingue par sa structure complexe et ses matériaux spécifiques. Elle est composée d'une fosse et d'une fondation en béton, d'un siège et d'un réservoir en porcelaine vitrifiée, ainsi que d'une cabine en bois. Cette configuration influence significativement son impact environnemental et son utilisation. La cuvette en porcelaine vitrifiée, élément central du WC, est généralement produite à l'étranger. Son processus de fabrication est particulièrement énergivore, utilisant principalement de l'argile (kaolin) et d'autres matériaux tels que le feldspath et le quartz. Cette production intensive entraîne un impact environnemental nettement plus élevé que celui des toilettes sèches à litière biomâtrisée et des latrines VIP.

En plus de ses impacts de fabrication, le WC est fortement consommateur d'eau et nécessite un entretien plus fréquent que les autres types de toilettes précités. Bien qu'il soit perçu comme la solution la plus impactante sur le plan environnemental, il offre un niveau de confort supérieur aux deux autres types de toilettes. Cependant, il n'est ni adapté aux zones confrontées

à des pénuries d'eau, ni fabriqué localement, ce qui limite son adéquation aux contextes tropicaux à faible revenu. Malgré ces inconvénients, le WC présente généralement un faible risque sanitaire microbien et est peu sujet aux nuisances olfactives et à la prolifération d'insectes (Monvois *et al.*, 2010; Tilley *et al.*, 2016). Par ailleurs, son confort et son image favorable lui confèrent un niveau élevé d'acceptabilité sociale, le rendant attrayant malgré ses inconvénients.

En conclusion, le choix d'une toilette dépend fortement du contexte local, des ressources disponibles et des préférences sociales. Une évaluation de ces facteurs est essentielle pour sélectionner la solution la plus appropriée et durable.

### **7.2.2 Choix d'une technologie de traitement de boues**

Les technologies de traitement des boues sont classées dans cette thèse en deux catégories : technologies d'assainissement intensives (composteurs et biodigesteurs) et technologies d'assainissement extensives (lagunes, lits de séchage non plantés, et lits de séchage plantés). Le choix entre ces options dépend du contexte local, incluant les ressources disponibles, l'espace, les besoins en traitement et la capacité technique.

#### **Technologies intensives**

Les technologies intensives offrent un double avantage : elles traitent les boues tout en produisant des ressources (compost et/ou biogaz) pouvant être utilisées comme fertilisants agricoles ou source d'énergie. Cette polyvalence les rend fonctionnellement différentes des technologies extensives, même si ces dernières peuvent aussi produire des résidus utilisables après un traitement additionnel pour leur hygiénisation.

##### **a) Composteur**

Selon les résultats des présents travaux, le composteur s'avère plus avantageux que le biodigesteur sur les plans sanitaire et environnemental. Sa construction requiert peu de matériaux et d'énergie, contrairement au biodigesteur, dont la fabrication nécessite des briques, du sable, du ciment, du gravier, et d'autres matériaux à forte empreinte environnementale. Cependant, le composteur exige un espace significatif, et son installation à proximité des

habitations peut poser des problèmes d'acceptabilité sociale. Il est ainsi mieux adapté aux zones rurales et périurbaines d'Haïti, où l'espace disponible ne constitue généralement pas un enjeu.

Le processus de compostage des boues implique également l'ajout de matières lignocellulosiques (résidus de bois, feuilles, biodéchets d'origine végétale, etc.) pour ajuster le rapport carbone/azote (C/N) des substrats à environ 30. Cette opération nécessite des compétences techniques plus spécialisées, ce qui pourrait limiter son adoption dans certains contextes (Strande, Ronteltap et Brdjanovic, 2014; Manga *et al.*, 2021).

### b) Biodigesteur

Le biodigesteur, quant à lui, nécessite moins d'espace et peut être utilisé à l'échelle d'un quartier ou d'une ville pour valoriser les boues (Tilley *et al.*, 2016). Cependant, il requiert un apport régulier et substantiel de boues, ainsi que des compétences techniques pour sa construction et son fonctionnement (Tilley *et al.*, 2016; Kulak *et al.*, 2017), ce qui le rend plus adapté aux zones urbaines et périurbaines d'Haïti où les ressources humaines et matérielles sont plus accessibles. Bien que son installation exige un investissement initial plus élevé que le compostage et les technologies extensives (Monvois *et al.*, 2010), il peut générer des revenus à long terme en fonction de la demande.

## Technologies extensives

Les technologies d'assainissement extensives reposent sur des processus naturels de traitement et nécessitent peu de ressources matérielles. Parmi ces technologies figurent les lagunes, ainsi que les lits de séchage non plantés et plantés. Elles présentent l'avantage d'une faible consommation de ressources, mais demandent un espace important et un temps considérable pour le traitement des boues. De plus, elles peuvent générer des nuisances olfactives ainsi que favoriser la prolifération d'insectes et de rongeurs nuisibles.

En raison de ces caractéristiques, leur adaptation au contexte urbain d'Haïti s'avère limitée. En revanche, elles seraient mieux adaptées aux zones rurales et périurbaines, où l'espace disponible est généralement plus vaste.

Par ailleurs, le coût d'investissement et d'exploitation (Tableau 7.1) des trois technologies extensives examinées dans cette thèse est relativement modéré (Monvois *et al.*, 2010). Cependant, les lagunes sont globalement deux fois plus coûteuses que les lits de séchage, qu'ils soient plantés ou non (Monvois *et al.*, 2010).

Tableau 7.1 Coûts moyens d'investissement et d'exploitation des technologies extensives évaluées

Adapté de Monvois *et al.* (2010) et Gabert *et al.* (2018)

Technologie extensive	Coût d'investissement (en USD/ménage)	Coût d'exploitation (en USD/an/ménage)
Lagunage	16.8 à 111.6	5.60 à 55.7
Lits de séchage non-plantés	22.3 à 55.7	2.25 à 4.45
Lits de séchage planté de végétaux	27.9 à 66.8	2.25 à 4.45

### Comparaison des performances environnementales des technologies extensives

Les performances environnementales des lagunes surpassent celles des lits de séchage, notamment en raison l'utilisation moindre de matériaux de construction. En effet, les lits de séchage nécessitent une surface plus importante pour l'épandage des boues, ce qui entraîne une utilisation accrue de matériaux tels que l'acier, le béton, les graviers et le ciment, augmentant ainsi leur impact environnemental.

Les lits de séchage plantés de végétaux démontrent une efficacité supérieure dans le traitement des boues comparativement aux lits non plantés. Selon Strande, Ronteltap et Brdjanovic (2014), la siccité des boues peut atteindre jusqu'à 69 % dans les lits plantés, contre seulement 31 % dans les lits non plantés. Cette différence significative souligne l'avantage des systèmes plantés en termes de déshydratation et de stabilisation des boues.

Toutefois, dans le contexte des pays industrialisés, d'où proviennent les données d'*ecoinvent* utilisées pour modéliser ces systèmes, les impacts associés au cycle de vie des végétaux (notamment l'énergie, les engrains, les terres et autres ressources nécessaires à leur culture) s'ajoutent aux impacts des lits non plantés. Par conséquent, les lits de séchage plantés présentent un impact environnemental plus élevé que leurs homologues non plantés.

Dans le contexte haïtien, où l'agriculture est généralement pratiquée manuellement, sans recourir à l'énergie ou aux fertilisants chimiques, l'empreinte environnementale des lits de séchage plantés pourrait être considérablement réduite, ce qui en ferait une option plus favorable.

En conclusion, dans le contexte spécifique d'Haïti, les lits de séchage plantés pourraient s'avérer une option plus favorable sur le plan environnemental. Leur efficacité supérieure en matière de traitement des boues, combinée à une empreinte environnementale potentiellement réduite de la culture des plantes, pourrait faire en sorte que cette solution soit plus durable et mieux adaptée aux conditions locales.

En résumé, dans le contexte haïtien, où les ressources financières et techniques sont souvent restreintes, les technologies extensives ainsi que le compostage pourraient être privilégiées en raison de leur simplicité, notamment dans les zones rurales et périurbaines. En revanche, le biodigesteur serait plus adapté aux zones urbaines et périurbaines, où les ressources nécessaires à leur mise en œuvre sont plus facilement accessibles.

### **7.3 Portée et limites de la thèse**

Cette thèse doctorale a principalement évalué les impacts sanitaires et environnementaux potentiels des technologies et filières d'assainissement autonome employées dans les pays tropicaux à faible revenu, comme Haïti. Quatre articles scientifiques ont été publiés pour répondre aux objectifs de la thèse, qui incluaient :

- l'évaluation quantitative des risques sanitaires microbiens liés à l'utilisation de la toilette sèche à litière biomaîtrisée;
- l'évaluation quantitative des risques sanitaires microbiens associés à la vidange manuelle des fosses de toilettes;
- l'identification des filières d'assainissement autonome intégrant en aval une technologie intensive offrant les meilleures performances sanitaires et environnementales;

- l'identification des filières d'assainissement autonome équipées en aval d'une technologie extensive offrant les meilleures performances sanitaires et environnementales.

Ces travaux de recherche sont pertinents non seulement pour Haïti, mais aussi pour d'autres pays à faible revenu avec des contextes socio-économiques et climatiques similaires. Les technologies et les pratiques d'assainissement examinées sont également utilisées dans d'autres pays à faible revenu, à l'exception de la pratique de vidange manuelle où les vidangeurs descendent nus dans les fosses; cependant, l'article 2 inclut également un scénario d'ingestion accidentelle de fèces (Scénario 2) basé uniquement sur le contact main-bouche qui est applicable dans d'autres pays à faible revenu.

Les travaux ont contribué à développer une méthodologie exhaustive et holistique d'évaluation quantitative des impacts sanitaires et environnementaux potentiels associés aux filières d'assainissement autonome, comblant ainsi un manque dans la littérature scientifique sur le sujet. Cependant, cette thèse comporte certaines limites, en plus de celles déjà identifiées pour chacun des articles publiés. Les principales limites identifiées sont liées à :

- la qualité des données d'inventaire du cycle de vie utilisées;
- la non-intégration des résultats des travaux d'ÉQRM dans les ACV réalisées;
- le choix du mode et de la distance de transport lors de l'évacuation des boues.

### **7.3.1 Qualité des données d'inventaire du cycle de vie employées**

La qualité des données d'inventaire du cycle de vie est essentielle pour garantir une ACV fiable et robuste (ISO 14040, 2006; Leroy et Lasvaux, 2013). L'utilisation de données spécifiques locales est recommandée pour assurer la pertinence des résultats. Cependant, la base de données *d'ecoinvent* utilisée dans cette thèse, version 3.7, ne contient pas de données spécifiquement adaptées aux pays à faible revenu dont Haïti. L'adaptation de certains processus au contexte haïtien a donc été nécessaire, mais n'a pas toujours été possible. De plus, le manque de données locales concernant certaines technologies et pratiques d'assainissement a limité la portée des travaux réalisés.

En ce qui concerne la phase d'évacuation des boues, la pompe Gulper a été considérée, sauf dans les filières intégrant une TSLB. Bien que cette pompe ne soit pas utilisée en pratique en Haïti, elle a été proposée comme solution pour éviter la descente dans les fosses des toilettes lors des opérations de vidange.

En raison de l'insuffisance de données disponibles dans la littérature scientifique sur les taux de recyclage des matériaux en Haïti, des valeurs globales issues de données internationales concernant le taux de recyclage en fin de vie des matériaux (ANNEXE II) ont été utilisées. Des hypothèses ont parfois été formulées en tenant compte du contexte local. Bien que cela puisse introduire certains biais, l'impact de la phase de fin de vie est généralement moindre par rapport aux autres phases du cycle de vie des technologies étudiées.

En conclusion, l'absence de données spécifiques à Haïti dans la base de données *ecoinvent* et dans la littérature scientifique a constitué une limitation dans le cadre des présents travaux de thèse. Cela nécessite une interprétation nuancée des résultats obtenus, soulignant la nécessité de renforcer la collecte de données locales pour améliorer la précision des analyses futures.

### **7.3.2 Limites liées au choix du mode et de la distance de transport des boues fécales**

Les résultats des présents travaux pourraient être influencés par le mode de transport choisi et la distance parcourue pour le déplacement des boues fécales. Les travaux ont considéré le mode de transport employé dans la communauté des utilisateurs de toilettes sèches à litière biomaîtrisée (TSLB) au Cap-Haïtien, où les boues sont transportées par camion vers une plateforme de compostage (Tilmans *et al.*, 2015; USAID et DINEPA, 2021). Cependant, dans certaines petites communautés, comme à Grande Plaine, les boues issues de la TSLB sont transportées manuellement et dépotées dans une plateforme de compostage collective située à environ 200 m des ménages (Jean-Baptiste, De Giudici et Monette, 2023). Dans ce cas, l'impact environnemental lié au transport par camion, comme dans la filière TSLB-Transport-Compostage (Article 3, Scénario 3), est évité, ce qui pourrait rendre cette filière plus favorable d'un point de vue environnemental.

Concernant la distance de transport des boues par camion, la distance maximale de 10 km recommandée par Monvois *et al.* (2010) a été retenue comme référence. Cependant, en

pratique, cette distance pourrait être bien supérieure. Par exemple, à Port-au-Prince, la seule station de traitement des boues qui soit opérationnelle se situe à Morne-à-Cabri (situé à près de 20 km de la capitale), ce qui signifie que les boues provenant des zones périphériques ou éloignées peuvent parcourir une distance bien plus significative que les 10 km envisagés. De plus, selon des sources officielles, Haïti ne dispose actuellement que de deux stations de traitement des boues fécales opérationnelles : celle de Morne-à-Cabri, dans l’Ouest, et celle des Cayes, dans le Sud, tandis qu’une troisième station est en construction à Limonade, dans le Nord. Les stations de Titanyen et de Saint-Marc étaient également prévues, mais leur construction semble avoir été entravée par des contraintes techniques (USAID et DINEPA, 2021). Cela signifie que la distance de transport pourrait être encore plus longue si les boues sont dirigées vers une station de traitement (Scénario particulièrement optimiste) ou plus courte, mais avec un impact environnemental négatif, si elles sont déversées dans la nature sans traitement (Scénario réaliste).

### **7.3.3 Non-intégration des résultats des travaux d’ÉQRM dans les ACV réalisées**

L’intégration des résultats des deux travaux d’ÉQRM dans les ACV aurait pu offrir une perspective plus complète en les considérant comme une catégorie d’impact intermédiaire, similaire à la toxicité humaine ou à l’eutrophisation. Cependant, cette intégration n’a pas été réalisée pour plusieurs raisons :

- **indisponibilité des données spécifiques au contexte haïtien concernant la charge de morbidité.** Les travaux d’ÉQRM nécessitent des données locales précises sur la charge de morbidité pour être converties en DALY. Or, ces données ne sont pas disponibles pour Haïti. La majorité des travaux d’ÉQRM identifiées dans la littérature utilisent des données (Tableau 1.4) provenant de recherches menées en Australie ou aux Pays-Bas (Kobayashi *et al.*, 2015a; Takeshita, Farzaneh et Dashti, 2020; Nkwatoh, Yakum et Itor, 2023). Cependant, la charge de morbidité est spécifique à chaque pays, région et sous-groupe de population (Harder *et al.*, 2014; Heimersson *et al.*, 2014);
- **complexité de l’adaptation à l’échelle de l’unité fonctionnelle.** L’adaptation des résultats d’ÉQRM à l’échelle de l’unité fonctionnelle des ACV présente des défis méthodologiques. Les relations mathématiques en ÉQRM sont non-linéaires, ce qui

complique la comparabilité avec les résultats d'ACV basés sur des inventaires d'émissions linéaires (Harder, Schoen et Peters, 2015);

- **non-exhaustivité des organismes pathogènes considérés.** L'ÉQRM se concentre sur des pathogènes de référence spécifiques, ce qui peut entraîner une sous-estimation des risques si d'autres pathogènes présents ne sont pas pris en compte. Cette limitation réduit la pertinence de fusionner les résultats des travaux d'ÉQRM avec ceux des ACV sans introduire de biais;
- **nécessité d'une ÉQRM pour toutes les filières d'assainissement examinées.** L'intégration complète des résultats d'ÉQRM dans les ACV aurait nécessité la conduite d'ÉQRM pour toutes les technologies et filières d'assainissement examinées (WC, latrine VIP, lagunes, lits de séchage non plantés et plantés, etc.). Cependant, cela n'a pas été possible en raison des contraintes de temps et de ressources.

En conclusion, bien que l'intégration des résultats d'ÉQRM dans les ACV aurait pu enrichir l'analyse, les limitations méthodologiques et la disponibilité limitée des données ont conduit à considérer ces outils comme complémentaires plutôt que fusionnés dans cette thèse. Des recherches supplémentaires pourraient être menées à l'avenir pour faciliter l'intégration de l'ÉQRM dans l'ACV.

Malgré ces limites, cette thèse propose un cadre méthodologique robuste pour l'évaluation des impacts sanitaires et environnementaux des filières et technologies d'assainissement autonome. Les résultats obtenus offrent une base pour orienter les politiques et les décisions en matière d'assainissement dans les pays tropicaux à faible revenu, tout en soulignant l'importance d'une approche adaptée aux réalités locales.

#### **7.4 Perspectives de travaux de recherche futurs**

L'évaluation environnementale exhaustive des systèmes d'assainissement nécessite une approche intégrée combinant l'analyse de la durabilité du cycle de vie et l'ÉQRM. Cette approche holistique permettrait de prendre en compte non seulement les aspects sanitaires et environnementaux, mais également les dimensions économiques et sociales des filières d'assainissement.

L'analyse de la durabilité du cycle de vie, telle que définie par Guinée (2016) comprend trois composantes principales : l'analyse environnementale du cycle de vie (AECV), l'analyse des coûts du cycle de vie (ACCV) et l'analyse sociale du cycle de vie (ASCV). Bien que l'analyse environnementale du cycle de vie ait été utilisée dans le cadre des présents travaux de thèse, les résultats ont démontré qu'elle n'est pas suffisante à elle seule pour prendre des décisions pleinement éclairées et durables en matière d'assainissement. En effet, le coût des technologies d'assainissement ainsi que leur acceptabilité sociale sont des facteurs à considérer dans le processus décisionnel.

L'intégration de l'ÉQRM permettrait de prendre en compte les risques sanitaires microbiens associés aux différentes filières d'assainissement. L'exploration de méthodes pour intégrer efficacement les résultats de l'ÉQRM dans le cadre de l'analyse environnementale du cycle de vie rendrait possible l'adaptation des méthodes existantes pour mieux refléter les risques sanitaires. Cette approche intégrée assurerait une évaluation plus complète des filières et technologies d'assainissement, en considérant simultanément leurs impacts sanitaires et environnementaux, leurs coûts économiques et leurs implications sociales.

Des travaux de recherche supplémentaires sont nécessaires pour développer une méthodologie d'analyse de la durabilité du cycle de vie spécifiquement adaptée aux filières d'assainissement dans les pays à faible revenu. Cette méthodologie devrait prendre en compte les particularités de ces contextes, telles que les contraintes économiques, les spécificités culturelles et les enjeux sanitaires propres à ces pays. Une approche holistique permettrait d'optimiser les solutions d'assainissement en fonction des réalités locales.

Cette thèse, bien qu'approfondie, n'est pas exhaustive en termes de choix de filières d'assainissement autonome. En effet, il existe une grande diversité de filières, de technologies et de pratiques d'assainissement autonome à travers le monde, variant selon le contexte géographique, socio-économique et culturel du pays. La poursuite des recherches s'avère donc nécessaire, en incluant d'autres filières et technologies d'assainissement autonome telles que les différentes variantes de toilettes à compost, les toilettes à double fosse, la fosse septique, le bassin de sédimentation et de décantation, l'enfouissement planté, et la co-incinération de boues.

Étant donné le lien étroit entre l'eau, l'assainissement et l'hygiène (*WASH*) dans de nombreux pays à faible revenu, où ces domaines constituent parfois un seul secteur, le développement d'une méthodologie comparable pour évaluer distinctement la durabilité des systèmes de gestion de l'eau potable et celle des systèmes et pratiques de gestion des matières résiduelles s'avère pertinent. En ce qui concerne les systèmes de production d'eau potable, la combinaison d'une telle méthodologie avec l'ÉQRM offrirait un double avantage. Elle permettrait non seulement d'évaluer la durabilité de ces systèmes, mais également de mesurer leur efficacité réelle en matière de désinfection.

Enfin, des études de cas approfondies appliquant cette approche intégrée dans divers contextes géographiques et socio-économiques seraient essentielles. Ces études permettraient de valider et d'affiner la méthodologie, tout en fournissant des informations pertinentes pour orienter les décisions en matière d'assainissement dans les pays à faible revenu.

## CONCLUSION

Cette thèse visait principalement examiner et comparer différentes filières d'assainissement autonome couramment utilisées dans les pays tropicaux à faible revenu, avec un focus particulier sur Haïti, en vue d'identifier celles à privilégier pour solutionner les problèmes de pollution fécale dans le pays. L'analyse environnementale du cycle de vie et l'évaluation quantitative des risques microbiens ont été utilisées comme outils d'évaluation environnementale pour atteindre cet objectif. L'unité fonctionnelle retenue a été la gestion d'une tonne de boues fécales (base humide) en Haïti sur une année. Un total de quinze scénarios représentant chacun une filière d'assainissement autonome a été élaboré, répartis en six scénarios pour l'article 3 et neuf scénarios pour l'article 4. Chaque filière d'assainissement autonome est constituée de trois maillons : (i) accès aux toilettes, (ii) évacuation de boues et (iii) traitement de boues.

Pour collecter les données nécessaires à la modélisation des filières d'assainissement examinées, un inventaire du cycle de vie a été réalisé. Cet inventaire du cycle de vie est basé essentiellement sur des entretiens, des campagnes de pesée, et des données techniques provenant de la littérature scientifique. Ces données ont été traitées et les calculs ont été effectués pour la mise à l'échelle de l'unité fonctionnelle. Le logiciel *OpenLCA* et la base de données *ecoinvent* version 3.7 ont été utilisés pour modéliser les systèmes étudiés. Les méthodes *Impact World+*, *Impact 2002+*, *IPCC 2013 GWP 100a* et l'ÉQRM ont été employées tout au long des travaux de recherche.

Les résultats obtenus ont montré que, globalement, la phase d'utilisation des différentes toilettes examinées est celle la plus impactante sur le plan sanitaire et environnemental, responsable de plus de 90 % de l'impact total de ces filières. Cet impact élevé est principalement attribuable au papier hygiénique, aux copeaux de bois (dans la toilette sèche à litière), aux émissions de gaz à effet de serre issues de la biodégradation des boues dans les toilettes et au volume d'eau employé dans la toilette à chasse d'eau. Parmi les toilettes, la toilette à chasse d'eau s'avère être globalement la plus impactante, suivie de la latrine à fosse ventilée et de la toilette sèche à litière biomâtrisée.

Parmi les technologies de traitement, les technologies intensives de traitement (et/ou de valorisation de boues) ont été comparées entre elles, et le biodigesteur est identifié comme globalement plus impactant que le composteur. Les technologies extensives de traitement ont également été comparées entre elles et les lits de séchage plantés de végétaux ont été identifiés comme les plus impactants, suivis des lits de séchage non-plantés et des lagunes.

Des travaux d'ÉQRM ont été réalisés sur la vidange manuelle des fosses de toilettes effectuée par les vidangeurs manuels, appelés *bayakous* en Haïti. Trois scénarios d'exposition ont été considérés : contact main-bouche, ingestion lors de l'immersion des *bayakous* dans les matières fécales et une combinaison des deux. Les résultats indiquent que les *bayakous* sont fortement exposés à des risques élevés d'infection et de maladies, quel que soit l'agent pathogène considéré, avec une probabilité dépassant le seuil de risque acceptable de  $10^{-4}$  par personne par an fixé par l'USEPA.

Ces résultats sont à considérer avec prudence, car l'analyse environnementale du cycle de vie à elle seule ne peut pas prendre en compte certains paramètres importants tels que le bruit, les odeurs, l'esthétique, le coût, etc. Selon certains critères, notamment le séchage, la stabilisation et l'hygiénisation des boues, les lits de séchage plantés de végétaux pourraient être les plus bénéfiques, d'où la nécessité de réaliser une évaluation environnementale intégrée prenant en compte les aspects sanitaires, environnementaux, économiques et sociaux pour une meilleure prise de décision en matière d'assainissement dans les pays à faible revenu. L'analyse de la durabilité du cycle de vie combinée à l'évaluation quantitative des risques microbiens pourrait prendre tous les aspects susmentionnés en compte.

La présente thèse a contribué à combler des lacunes dans la littérature scientifique en matière d'évaluation environnementale des filières et technologies d'assainissement autonome. Elle fournit également des données quantitatives aux décideurs pour leur faciliter la tâche dans leurs prises de décision en matière d'assainissement autonome. Les analyses de contribution réalisées ont permis d'identifier les variables critiques, dont la prise en compte peut contribuer significativement à réduire les potentiels impacts sanitaires et environnementaux de ces filières et technologies d'assainissement.

À l'avenir, la réalisation de travaux de recherches supplémentaires combinant l'analyse de la durabilité du cycle de vie avec l'évaluation quantitative des risques microbiens s'avère nécessaire pour analyser exhaustivement non seulement les quinze filières d'assainissement autonome examinées dans cette thèse, mais également d'autres non prises en compte. L'analyse et la comparaison des multiples catégories de toilettes à compost employées dans le monde, dont une bonne partie est décrite par Esrey *et al.* (1998) et Morgan (2009), apparaissent pertinentes. Certaines technologies et pratiques de traitement de boues telles que l'enfouissement planté, l'épandage direct, la co-incinération, les bassins de décantation et d'épaississement méritent d'être examinées également.

En dehors de l'assainissement, des études d'évaluations environnementales holistiques utilisant de façon complémentaire l'analyse de la durabilité du cycle de vie et l'évaluation quantitative des risques microbiens pour analyser les systèmes de production d'eau potable et les systèmes de gestion de matières résiduelles seraient également pertinentes dans le contexte des pays à faible revenu, car ces secteurs sont souvent interconnectés dans ces pays.



## ANNEXE I

### **LISTE DES MICRO-ORGANISMES PATHOGÈNES COURAMMENT RETROUVÉS DANS LES BOUES FÉCALES**

Tableau-A I-1 Bactéries et protozoaires couramment présents dans les boues fécales

Adapté de Sasse (1998), WHO (2006) et Strande, Ronteltap et Brdjanovic (2014)

<b>Groupes</b>	<b>Agents pathogènes</b>	<b>Maladie/Symptômes médicaux</b>
<b>Bactéries</b>	<i>Aeromonas</i> spp.	Entérite
	<i>Campylobacter</i> spp.	Campylobactériose (diarrhée, crampes, douleurs abdominales, fièvre, nausées, arthrite, syndrome de Guillain-Barre).
	<i>Escherichia coli</i> (EIEC, EPEC, ETEC, EHEC)	Entérite. Pour EHEC : hémorragies internes potentiellement létales
	<i>Salmonella</i> spp.	Salmonellose, fièvre typhoïde/paratyphoïde (maux de tête, fièvre, malaises, anorexie, bradycardie, splénomégalie, toux, diarrhée).
	<i>Shigella</i> spp.	Shigellose (dysenterie, vomissements, crampes, fièvre, syndrome de Reiter).
	<i>Vibrio cholerae</i>	Choléra (diarrhée aqueuse, létale dans les cas sévères et non-traités)
	<i>Yersinia</i> spp.	Gastroentérite (nausée, vomissement, diarrhée, douleur abdominale, fièvre, crampe)
<b>Protozoaires</b>	<i>Balantidium coli</i>	Diarrhée, dysenterie
	<i>Cryptosporidium parvum</i>	Cryptosporidie (diarrhée aqueuse, douleurs et crampes abdominales)
	<i>Cyclospora histolytica</i>	Souvent asymptomatique, diarrhée, douleurs abdominales
	<i>Entamoeba histolytica</i>	Amibiase souvent asymptomatique (dysenterie, inconfort abdominal, fièvre, frissons)
	<i>Giardia intestinalis</i>	Giardiase (diarrhée, crampes abdominales, malaises, perte de poids)
	<i>Toxoplasma gondii</i>	Toxoplasmose

Tableau-A I-2 Virus et helminthes couramment présents dans les boues fécales  
Adapté de Sasse (1998), WHO (2006) et Strande, Ronteltap et Brdjanovic (2014)

Groupes	Agents pathogènes	Maladie/Symptômes médicaux
Virus	Adénovirus	Maladies respiratoires diverses, aggravées par les germes entéritiques
	Coxsackievirus	Méningite, pneumonie, hépatite, fièvre, rhumes, etc.
	Échovirus	Méningite, paralysie, encéphalite, fièvre, rhumes, diarrhée, etc.
	Entérovirus types 68 à 71	Méningite, encéphalite, paralysie
	Hépatites A	Hépatite (fièvre, malaises, anorexie, nausées, inconfort abdominal, jaunisse)
	Hépatite E	Hépatite
	Norovirus	Gastroentérite
	Poliovirus	Poliomyélite souvent asymptomatique (fièvre, nausées, vomissements, maux de tête, paralysie)
	Réovirus	Infection respiratoire, gastroentérite
	Rotavirus	Entérite
Helminthes	<i>Ascaris lumbricoides</i>	Souvent asymptomatique, siffllement, toux, fièvre, entérite, éosinophilie pulmonaire,
	<i>Hookworm</i>	Démangeaisons, irritations, toux, anémie, déficience en protéine
	<i>Hymenolepsis nana</i>	Téniasis
	<i>Necator americanus</i>	Ankylostome
	<i>Schistosoma spp. (blood fluke)</i>	Schistosomiase, bilharziose
	<i>Taenia solium/saginata</i>	Téniasis (nervosité, insomnie, anorexie, douleurs abdominales, dérangement intestinal)
	<i>Trichuris trichiura</i>	Douleurs abdominales, diarrhée, anémie, perte de poids
	<i>Toxocara canis</i>	Fièvre, gêne abdominal, courbatures, symptômes neurologiques
	<i>Trichuris trichura</i>	Trichocéphalose (d'asymptomatique à vague détresse des voies digestives, pouvant aller à l'amaigrissement avec assèchement de la peau et diarrhées)

## **ANNEXE II**

### **TAUX DE RECYCLAGE CONSIDÉRÉS POUR LES MATÉRIAUX EN FIN DE VIE**

Tableau-A II-1 Taux de recyclage pris en compte dans le cadre des travaux de thèse

<b>Matériaux</b>	<b>Taux de recyclage</b>	<b>Références</b>
Acier	81 %	(AISC, 2017; CSSBI, 2014)
Aluminium	95 %	(ALUEUROPA, 2019; Aluminium France, 2024)
Bois	42 %	(Froger, 2022)
Seaux (Buckets)	70 %	Hypothèses
Fûts (Drums)	100 %	(Fillaud, 2024)
Tuyau (PVC ou PP)	30 %	(BIR, 2023)







## LISTE DE RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Agence de l'eau Rhône Méditerranée & Corse. 2012. *Méthanisation des boues de stations : Règle de l'art et état des lieux sur les bassins Rhône-Méditerranée et Corse*. France : Ministère de l'environnement, du développement durable et de l'énergie, 56 p. <[https://www.eaurmc.fr/jcms/dma\\_40467/fr/methanisation-des-boues-de-stations-regle-de-l-art-et-etat-des-lieux-sur-les-bassins-rhone-mediterranee-et-corse](https://www.eaurmc.fr/jcms/dma_40467/fr/methanisation-des-boues-de-stations-regle-de-l-art-et-etat-des-lieux-sur-les-bassins-rhone-mediterranee-et-corse)>.
- Aguilar, Yolanda, Edwin Tadiosa, the Botany Division, National Museum of the Philippines, Manila, Josephine Tondo, et the Faculty of Science, Technology and Mathematics Philippine Normal University, Philippines. 2014. « A Comparative Study on Wastewater Treatment Methods of Selected Multinational and Local Beverage Companies in the Philippines and Their Effects on the Environment ». *International Journal of Environmental Science and Development*, vol. 5, n° 6, p. 570-574. <<https://doi.org/10.7763/IJESD.2014.V5.548>>. Consulté le 15 octobre 2023.
- AISC. 2017. *More than Recycled Content: The Sustainable Characteristics of Structural Steel*. <[https://r.search.yahoo.com/\\_ylt=AwrhdewLG1ZmlzMFBi0XFwx.;\\_ylu=Y29sbwNiZjEEcG9zAzMEdnRpZAMEc2VjA3Ny/RV=2/RE=1716947852/RO=10/RU=https%3a%2f%2fwww.aisc.org%2fglobalassets%2faisc%2fpublications%2fwhite-papers%2fmore-than-recycled-content.pdf/RK=2/RS=Rj5byDwQMRsvZDdySOMexLj\\_0zc->](https://r.search.yahoo.com/_ylt=AwrhdewLG1ZmlzMFBi0XFwx.;_ylu=Y29sbwNiZjEEcG9zAzMEdnRpZAMEc2VjA3Ny/RV=2/RE=1716947852/RO=10/RU=https%3a%2f%2fwww.aisc.org%2fglobalassets%2faisc%2fpublications%2fwhite-papers%2fmore-than-recycled-content.pdf/RK=2/RS=Rj5byDwQMRsvZDdySOMexLj_0zc->)>.
- ALUEUROPA. 2019. « L'aluminium, l'un des matériaux les plus recyclables au monde avec un taux de récupération de 95 % - ALUEUROPA ». <<https://alueuropa.com/fr/el-aluminio-entre-los-materiales-mas-reciclables-del-mundo-con-una-tasa-de-recuperacion-del-95-por-ciento/>>. Consulté le 17 août 2024.
- Aluminium France. 2024. « Cycle de vie et recyclage ». <<https://www.aluminium.fr/cycle-de-vie-et-recyclage#:~:text=Le%20recyclage%20de%20l'aluminium%20ne%20n%C3%A9cessite%20que%205%25%20de,France%20est%20issu%20du%20recyclage.>>. Consulté le 17 août 2024.
- Amin, Nuhu, Pengbo Liu, Tim Foster, Mahbubur Rahman, Md Rana Miah, Golam Bashir Ahmed, Mamun Kabir, Suraja Raj, Christine L. Moe et Juliet Willetts. 2020. « Pathogen flows from on-site sanitation systems in low-income urban neighborhoods, Dhaka: A quantitative environmental assessment ». *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, vol. 230, p. 113619. <<https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2020.113619>>. Consulté le 16 juillet 2024.
- Anand, C. et D. S. Apul. 2011. « Economic and environmental analysis of standard, high efficiency, rainwater flushed, and composting toilets ». *Journal of Environmental Management*, vol. 92, n° 3, p. 419-428. <<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.08.005>>. Consulté le 5 février 2022.

- Anastasopoulou, A., A. Kolios, T. Somorin, A. Sowale, Y. Jiang, B. Fidalgo, A. Parker, L. Williams, M. Collins, E. J. McAdam et S. Tyrrel. 2018. « Probabilistic Life Cycle Assessment of the Nano Membrane Toilet ». *International Journal of Earth, Energy and Environmental Sciences*, vol. 12, n° 3, p. 279-283. <<https://doi.org/10.5281/zenodo.1317216>>. Consulté le 5 février 2022.
- Anastasopoulou, Aikaterini, Athanasios Kolios, Tosin Somorin, Ayodeji Sowale, Ying Jiang, Beatriz Fidalgo, Alison Parker, Leon Williams, Matt Collins, Ewan McAdam et Sean Tyrrel. 2018. « Conceptual environmental impact assessment of a novel self-sustained sanitation system incorporating a quantitative microbial risk assessment approach ». *Science of The Total Environment*, vol. 639, p. 657-672. <<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.05.062>>. Consulté le 24 février 2022.
- Andriani, Dian, Arini Wresta, Aep Saepudin et Budi Prawara. 2015. « A Review of Recycling of Human Excreta to Energy through Biogas Generation: Indonesia Case ». *Energy Procedia*, vol. 68, p. 219-225. <<https://doi.org/10.1016/j.egypro.2015.03.250>>. Consulté le 22 novembre 2022.
- Anon. 2019. *Capsule 3 - Modélisation du système dans SimaPro*. <[https://www.youtube.com/watch?v=RKg3ebcv\\_1A](https://www.youtube.com/watch?v=RKg3ebcv_1A)>. Consulté le 22 juillet 2024.
- Aramaki, T., M. Galal et K. Hanaki. 2006. « Estimation of reduced and increasing health risks by installation of urban wastewater systems ». *Water Science and Technology*, vol. 53, n° 9, p. 247-252. <<https://doi.org/10.2166/wst.2006.288>>. Consulté le 19 mars 2024.
- Association des Originaires de Grande Plaine. 2022. *Personal communication*.
- Balthazard-Accou, Ketty. 2011. « Contamination microbiologique des eaux souterraines de la ville des Cayes, Haïti. Évaluation des risques pour la santé des consommateurs. » Thèse de Doctorat, France, Université de Picardie Jules Verne et UniQ, 208 p. <<https://uniq.edu.ht/these-ketty-balthazard-accou/>>. Consulté le 10 août 2022.
- Beamer, Paloma I., Kevin R. Plotkin, Charles P. Gerba, Laura Y. Sifuentes, David W. Koenig et Kelly A. Reynolds. 2015. « Modeling of Human Viruses on Hands and Risk of Infection in an Office Workplace Using Micro-Activity Data ». *Journal of Occupational and Environmental Hygiene*, vol. 12, n° 4, p. 266-275. <<https://doi.org/10.1080/15459624.2014.974808>>. Consulté le 12 septembre 2023.
- Benetto, Enrico, Diep Nguyen, Torben Lohmann, Bianca Schmitt et Paul Schosseler. 2009. « Life cycle assessment of ecological sanitation system for small-scale wastewater treatment ». *Science of The Total Environment*, vol. 407, n° 5, p. 1506-1516. <<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.11.016>>. Consulté le 28 septembre 2020.
- Berendes, David, Karen Levy, Jackie Knee, Thomas Handzel et Vincent R. Hill. 2015. « Ascaris and Escherichia coli Inactivation in an Ecological Sanitation System in Port-

- au-Prince, Haiti ». *PLOS ONE*, vol. 10, n° 5, p. e0125336. <<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0125336>>. Consulté le 18 mars 2022.
- Berendes, David M., Patricia J. Yang, Amanda Lai, David Hu et Joe Brown. 2018. « Estimation of global recoverable human and animal faecal biomass ». *Nature Sustainability*, vol. 1, n° 11, p. 679-685. <<https://doi.org/10.1038/s41893-018-0167-0>>. Consulté le 23 juillet 2024.
- Bhatt, Ankita, Ayokunle Christopher Dada, Sanjeev Kumar Prajapati et Pratham Arora. 2023. « Integrating life cycle assessment with quantitative microbial risk assessment for a holistic evaluation of sewage treatment plant ». *Science of The Total Environment*, vol. 862, p. 160842. <<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.160842>>. Consulté le 2 mars 2024.
- Bhatt, Ankita, Nitin Sahu, Ayokunle Christopher Dada, Sanjeev Kumar Prajapati et Pratham Arora. 2024. « Assessing sustainability of microalgae-based wastewater treatment: Environmental considerations and impacts on human health ». *Journal of Environmental Management*, vol. 354, p. 120435. <<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.120435>>. Consulté le 2 mars 2024.
- Bicalho, Tereza, Ildo Sauer, Alexandre Rambaud et Yulia Altukhova. 2017. « LCA data quality: A management science perspective ». *Journal of Cleaner Production*, vol. 156, p. 888-898. <<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.03.229>>. Consulté le 26 février 2024.
- BIR. 2023. « Plastics ». <<https://www.bir.org/the-industry/plastics>>. Consulté le 17 août 2024.
- Bischel, Heather N., Lea Caduff, Simon Schindelholz, Tamar Kohn et Timothy R. Julian. 2019. « Health Risks for Sanitation Service Workers along a Container-Based Urine Collection System and Resource Recovery Value Chain ». *Environmental Science & Technology*, vol. 53, n° 12, p. 7055-7067. <<https://doi.org/10.1021/acs.est.9b01092>>. Consulté le 10 mars 2024.
- Bonnard, R. 2001. *Le risque biologique et la méthode d'évaluation du risque*. France : INERIS, 70 p. <[https://solidarites-sante.gouv.fr/IMG/pdf/Le\\_risque\\_biotique\\_et\\_la\\_methode\\_d\\_evaluation\\_du\\_risque.pdf](https://solidarites-sante.gouv.fr/IMG/pdf/Le_risque_biotique_et_la_methode_d_evaluation_du_risque.pdf)>.
- Bouquet, Christian. 2013. « La pauvreté, entre l'eau et le profit (Poverty, Between Water and Profit) ». In *Eaux, pauvreté et crises sociales*, sous la dir. de Ayeb, Habib et Thierry Ruf, p. 63-69. Coll. « Colloques et séminaires ». Marseille : IRD Éditions. <<https://doi.org/10.4000/books.irdeditions.4812>>. Consulté le 5 septembre 2023.
- Bulle, Cécile, Manuele Margni, Laure Patouillard, Anne-Marie Boulay, Guillaume Bourgault, Vincent Bruille, Viêt Cao, Michael Hauschild, Andrew Henderson, Sébastien Humbert, Sormeh Kashef, Anna Kounina, Alexis Laurent, Annie Levasseur, Gladys Liard, Ralph

- Rosenbaum, Pierre-Olivier Roy, Shanna Shaked, Peter Fantke et Olivier Jollet. 2019. « IMPACT World+: a globally regionalized life cycle impact assessment method ». *The International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 24, p. 1653-1674. <<https://doi.org/10.1007/s11367-019-01583-0>>.
- Butin, Catherine, Sylvie Gillot, Alain Heduit, Ivan Mur, Eva Risch et Philippe Roux. 2011. *Modèle ACV – Filière de traitement des eaux usées par Boues Activées (BA) Rapports d'ACV et données d'inventaire (LCA Model - Wastewater Treatment Process by Activated Sludge, LCA Reports and Inventory Data)*. Rapport d'étape. France : Cemagref/ONEMA, 77 p. <[https://acv4e.inrae.fr/wp-content/uploads/2016/05/2011\\_Action-28.1-Irstea\\_Onema\\_ACV\\_BA.pdf](https://acv4e.inrae.fr/wp-content/uploads/2016/05/2011_Action-28.1-Irstea_Onema_ACV_BA.pdf)>.
- Chacón, Luz, Kenia Barrantes, Carolina Santamaría-Ulloa, Melissa Solano, Liliana Reyes, Lizeth Taylor, Carmen Valiente, Erin M. Symonds et Rosario Achí. 2020. « A Somatic Coliphage Threshold Approach To Improve the Management of Activated Sludge Wastewater Treatment Plant Effluents in Resource-Limited Regions ». *Applied and Environmental Microbiology*, vol. 86, n° 17, p. e00616-20. <<https://doi.org/10.1128/AEM.00616-20>>. Consulté le 24 mars 2024.
- Chandana, N. et Bakul Rao. 2022. « A critical review on sludge management from onsite sanitation systems: A knowledge to be revised in the current situation ». *Environmental Research*, vol. 203, p. 111812. <<https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.111812>>. Consulté le 13 septembre 2023.
- Cheng, Shikun, L. Zheng, M.Y. Zhao, X. Bai, Zifu Li et Heinz-Peter Mang. 2017. « Assessment of two faecal sludge treatment plants in urban areas: Case study in Beijing ». *International Journal of Agricultural and Biological Engineering*, vol. 10, p. 237-245. <<https://doi.org/10.3965/j.ijabe.20171003.3067>>. Consulté le 20 février 2022.
- Chumo, Ivy, Sheillah Simiyu, Hellen Gitau, Isaac Kisiangani, Caroline Kabaria Kanyiva Muindi et Blessing Mberu. 2021. « Manual Pit Emptiers and Their Heath: Profiles, Determinants and Interventions ». *International Journal of Medical and Health Sciences*, vol. 15, n° 6, p. 207-213. <[https://www.researchgate.net/profile/Isaac-Kisiangani/publication/353317434\\_Manual\\_Pit\\_Emptiers\\_and\\_Their\\_Heath\\_Profiles\\_Determinants\\_and\\_interventions/links/6142fe19dabc4638f12bf345/Manual-Pit-Emptiers-and-Their-Heath-Profiles-Determinants-and-interventions.pdf](https://www.researchgate.net/profile/Isaac-Kisiangani/publication/353317434_Manual_Pit_Emptiers_and_Their_Heath_Profiles_Determinants_and_interventions/links/6142fe19dabc4638f12bf345/Manual-Pit-Emptiers-and-Their-Heath-Profiles-Determinants-and-interventions.pdf)>. Consulté le 1 janvier 2024.
- Cloeckaert, Axel et Karl Kuchler. 2020. « Grand Challenges in Infectious Diseases: Are We Prepared for Worst-Case Scenarios? » *Frontiers in Microbiology*, vol. 11, p. 1-7. <<https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fmicb.2020.613383>>. Consulté le 18 octobre 2022.
- Cofie, O. O., S. Agbottah, M. Strauss, H. Esseku, A. Montangero, E. Awuah et D. Kone. 2006. « Solid–liquid separation of faecal sludge using drying beds in Ghana: Implications for

- nutrient recycling in urban agriculture ». *Water Research*, vol. 40, n° 1, p. 75-82. <<https://doi.org/10.1016/j.watres.2005.10.023>>. Consulté le 16 septembre 2023.
- Cooperband, L. 2002. « Art and science of composting: a resource for farmers and compost producers ». *undefined*, p. 14. <<https://www.google.com/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=&cad=rja&uact=8&ved=2ahUKEwjW94KyYv0AhXsRt8KHZUxD1cQFnoECCUQAQ&url=https%3A%2F%2Fwww.iowadnr.gov%2FPortals%2Fidnr%2Fuploads%2Fwaste%2Fartandscienceofcomposting.pdf&usg=AOvVaw3--ZTE1JPIozJmDXDmRA4K>>. Consulté le 9 novembre 2021.
- CSSBI. 2014. « Sustainable steel and the environment ». In *Canadian Sheet Steel Building Institute*. <<https://cssbi.ca/mid-rise-construction/sustainable-steel>>. Consulté le 17 août 2024.
- Cui, Yubo, Shunli Zhang, Zhaobo Chen, Rui Chen et Xinnan Deng. 2015. « Greenhouse gas emissions from sludge treatment reed beds ». *Water Science and Technology*, vol. 71, n° 7, p. 1011-1018. <<https://doi.org/10.2166/wst.2015.018>>. Consulté le 25 août 2023.
- Darimani, Hamidatu, Ryusei Ito, Mariam Sou/Dakouré, Naoyuki Funamizu, Hamma Yacouba et Amadou Hama Maiga. 2015. « Design of Post-Treatment Unit for Compost from a Composting Toilet with Microbial Risk Assessment ». *Journal of residuals science and technology*, vol. 12, p. 43-51. <<https://doi.org/10.12783/issn.1544-8053/12/2/2>>.
- Dattani, Saloni, Lucas Rodés-Guirao, Hannah Ritchie, Esteban Ortiz-Ospina et Max Roser. 2023. « Life Expectancy ». *Our World in Data*. <<https://ourworldindata.org/life-expectancy>>. Consulté le 16 juillet 2024.
- Daudey, Loïc. 2018. « The cost of urban sanitation solutions: a literature review ». *Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development*, vol. 8, n° 2, p. 176-195. <<https://doi.org/10.2166/washdev.2017.058>>. Consulté le 23 juillet 2024.
- De Giudici, Pascal, Marie-Thérèse Guillam et C. Segala. 2011. *Microbiologie et déchets : évaluation des risques sanitaires*. N° 09-0669/1A. France : RECORD, 101 p. <[https://record-net.org/storage/etudes/09-0669-1A/rapport/Rapport\\_record09-0669\\_1A.pdf](https://record-net.org/storage/etudes/09-0669-1A/rapport/Rapport_record09-0669_1A.pdf)>.
- De Giudici, Pascal, Marie-Thérèse Guillam et Claire Ségal. 2011. *Microbiologie et déchets : évaluation des risques sanitaires (Microbiology and waste: health risks assessment)*. 09-0669/1A. France : RECORD, 100 p. <<https://dokodoc.com/queue/microbiologie-et-dechets-evaluation-des-risques-sanitaires.html#>>. Consulté le 13 mai 2022.
- De Giudici, Pascal, Marie-Thérèse Guillam et Claire Ségal. 2013. « Évaluation des risques sanitaires microbiologiques : actualisation des connaissances (Microbiological Health Risk Assessment: Updating of Knowledge) ». *Environnement, Risques & Santé*, vol. 12, n° 5, p. 409-421. <<https://doi.org/10.1684/ers.2013.0648>>. Consulté le 6 mai 2022.

- De Oliveira, José Augusto, Diogo Aparecido Lopes Silva, Fabio Neves Puglieri et Yovana María Barrera Saavedra, éd. 2021. *Life Cycle Engineering and Management of Products: Theory and Practice*. Cham : Springer International Publishing, 329 p. <<https://doi.org/10.1007/978-3-030-78044-9>>. Consulté le 30 mai 2024.
- Deaton, Angus. 2013. « The Great Escape : Health, Wealth, and the Origins of Inequality ». p. 1-376. <<https://www.torrossa.com/en/resources/an/5579894>>. Consulté le 16 juillet 2024.
- Delhalle, Laurent, C. Saegerman, Frédéric Farnir, Nicolas Korsak Koulagenko et G. Daube. 2008. « L'évaluation quantitative du risque microbiologique: revue de trois modèles liés à *Salmonella* dans les aliments ». *undefined*, n° 152, p. 116-129. <<https://www.semanticscholar.org/paper/L%27%C3%A9valuation-quantitative-du-risque-revue-de-trois-Delhalle-Saegerman/7a2cd436fdf02d6be32403366465e3b5bf769b7>>. Consulté le 6 mai 2022.
- Dickin, Sarah, Moustafa Bayoumi, Ricard Giné, Kim Andersson et Alejandro Jiménez. 2020. « Sustainable sanitation and gaps in global climate policy and financing ». *npj Clean Water*, vol. 3, n° 1, p. 24. <<https://doi.org/10.1038/s41545-020-0072-8>>. Consulté le 31 mars 2022.
- DINEPA, OIEau, et UNICEF. 2013. « Fiche technique - Dispositions constructives pour une toilette à fosse simple ventilée: exemple de dispositif réalisé en Haïti (Technical Sheet - Construction Guidelines for a Ventilated Single-Pit Latrine: Example of a Device Implemented in Haiti) ». In *Référentiel technique national EPA, République d'Haïti : Fascicule technique*, p. 1-7. Haïti : DINEPA. <<https://www.google.com/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=&ved=2ahUKEwjvzsJD48f9AhVRkYkEHZTRCB8QFnoECAwQAQ&url=https%3A%2F%2Fwww.dinepa.gouv.ht%2Freferentieltechnique%2Fdoc%2F2-assainissement%2F2.1.2.%2520FIT1-Fiche%2520technique%2520latrine%2520ventilee%2520exemple.pdf&usg=AOvVaw2hH0zwHc4Z6XWzBIyBcDES>>.
- Eales, Kathy. 2005. « Sanitation Partnerships Series: Bringing pit emptying out of the darkness: A comparison of approaches in Durban, South Africa, and Kibera, Kenya ». *Building Partnerships for Development*, p. 9. <[http://www.bpdws.org/bpd/web/d/doc\\_131.pdf?statsHandlerDone=1](http://www.bpdws.org/bpd/web/d/doc_131.pdf?statsHandlerDone=1)>.
- Egloso, Neil L, Jose Sherwin O Seville et Chona L Icay. 2015. « Wastewater Treatment Facility of HIDEKO Sugar Milling Company (HISUMCO) In Kananga, Leyte Philippines: A Key to Environmental Management ». *International Journal of Advanced Research in Chemical Science*, vol. 2, n° 4, p. 33-40. <[https://d1wqxts1xzle7.cloudfront.net/86588382/6-libre.pdf?1653718881=&response-content-disposition=inline%3B+filename%3DWastewater\\_Treatment\\_Facility\\_of\\_HIDEKO.pdf&Expires=1697345506&Signature=Ds5mviZjtsEqzWBvN23m9VXlxNC5v8itMg](https://d1wqxts1xzle7.cloudfront.net/86588382/6-libre.pdf?1653718881=&response-content-disposition=inline%3B+filename%3DWastewater_Treatment_Facility_of_HIDEKO.pdf&Expires=1697345506&Signature=Ds5mviZjtsEqzWBvN23m9VXlxNC5v8itMg)>

rEliZm-

Io0UAJbFpFBpw3CIEIB1Gg0NpPa7f93DnzJ32WWjJ5lwZxc8uKM7AWvOtIdzyFf  
7QUu4jhrr2DhwzbnMWA3cFVmMIvCAUKEBmSV0 cwdHvg3ZEZkLPlawuTaactN  
AMZOnwBJxN4WLnHsShJYhtSRnVeR6KX1K1Hj4gRQLIxJrFoGZ9aILyUwkfLK  
XRzO6WE Oz60P9TrljXL~oqHau9Si8sazOw5jRjTF07p8R8JPtmEtIEx5P2XSSoFc1  
xAO8WSpshqA9U3IQZ7cQ~feyU9T8mbyVNblHMy-1ir6gfdQe05nJg\_\_&Key-Pair-  
Id=APKAJLOHF5GGSLRBV4ZA>.

Elgarahy, Ahmed M., M. G. Eloffy, A. K. Priya, V. Yogeshwaran, Zhen Yang, Khalid Z. Elwakeel et Eduardo Alberto Lopez-Maldonado. 2024. « Biosolids management and utilizations: A review ». *Journal of Cleaner Production*, vol. 451, p. 141974. <<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2024.141974>>. Consulté le 10 août 2024.

Englund, Miriam et Linda Strande. 2019. *Faecal sludge management: highlights and exercises*. Dübendorf, Switzerland, 200 p.  
<[https://www.google.com/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=&ved=2ahUKEwicysuU8LH0AhXojYkEHU-GBWAQFnoECCAQAQ&url=https%3A%2F%2Fwww.eawag.ch%2Ffileadmin%2FDomain1%2FAbteilungen%2Fsandec%2Fpublikationen%2FEWM%2FFFSM\\_Book\\_Highlights\\_and\\_Exercises%2FFFSM\\_Highlights\\_and\\_Exercises\\_Final-compressed.pdf&usg=AOvVaw1WgTKiBC\\_4JuEbNa-tMCiu](https://www.google.com/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=&ved=2ahUKEwicysuU8LH0AhXojYkEHU-GBWAQFnoECCAQAQ&url=https%3A%2F%2Fwww.eawag.ch%2Ffileadmin%2FDomain1%2FAbteilungen%2Fsandec%2Fpublikationen%2FEWM%2FFFSM_Book_Highlights_and_Exercises%2FFFSM_Highlights_and_Exercises_Final-compressed.pdf&usg=AOvVaw1WgTKiBC_4JuEbNa-tMCiu)>. Consulté le 24 novembre 2021.

Esrey, Steven A, Jean Gough, Dave Rapaport, Ron Sawyer, Mayling Simpson-Hébert, Jorge Vargas et Uno Winblad. 1998. *Ecological sanitation*, 1<sup>re</sup> éd. Stockholm : SIDA, 99 p. <[https://www.susana.org/\\_resources/documents/default/2-868-fr-assainissement-ecologique-19981.pdf](https://www.susana.org/_resources/documents/default/2-868-fr-assainissement-ecologique-19981.pdf)>.

Fabulous toilettes. 2016. « Fabrication d'une toilette sèche (Manufacturing of a dry toilet) ». *Fabulous Toilettes*. <<https://www.fabuloustoilettes.com/wp-content/uploads/plan-toilette-seche.pdf>>. Consulté le 6 mars 2023.

Faiz, Meryem EL. 2020. « Analyse du cycle de vie à l'aide du logiciel SimaPro ». Mémoire de master, Québec, Canada, Université Laval, 107 p. <<https://corpus.ulaval.ca/jspui/bitstream/20.500.11794/40144/1/36111.pdf>>. Consulté le 16 septembre 2021.

Feachem, Richard G., David J. Bradley, Hemda Garelick et D. Duncan Mara. 1983. *Sanitation and disease: health aspects of excreta and wastewater management*. USA : John Wiley and Sons, 534 p.  
<<https://www.google.com/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=&cad=rja&uact=8&ved=2ahUKEwinjN7gpu3zAhXNSt8KHaGuAfUQFnoECAMQAQ&url=https%3A%2F%2Fdocuments.worldbank.org%2Fcurated%2Fen%2F704041468740420118%2Fpdf%2Fmulti0page.pdf&usg=AOvVaw2GgWKkIZiIEiszXRmd7qqD>>.

- Ferguson, Charlie, Adrian Mallory, Paul Hutchings, Claire Remington, Erica Lloyd, Domenic Kiogora, Fiona Anciano et Alison Parker. 2021. « An evaluation of different provision strategies for scaled-up container-based sanitation ». *H2Open Journal*, vol. 4, n° 1, p. 216-230. <<https://doi.org/10.2166/h2oj.2021.112>>. Consulté le 26 juillet 2024.
- Ferronato, Navarro et Vincenzo Torretta. 2019. « Waste Mismanagement in Developing Countries: A Review of Global Issues ». *International Journal of Environmental Research and Public Health*, vol. 16, n° 6, p. 1060. <<https://doi.org/10.3390/ijerph16061060>>. Consulté le 16 juillet 2024.
- Fillaud, Fidel. 2024. « Fût plastique recyclé rPEHD 2 bondes 220L UN Bleu 2 Pouces S56x4 BCS 8.5 kg ». <<https://www.fidel-fillaud.com/fr/reference/fut-plastique-rpehd-pcr-100-26054>>. Consulté le 17 août 2024.
- Flores, Laura, Joan García, Rocío Pena et Marianna Garfi. 2019. « Constructed wetlands for winery wastewater treatment: A comparative Life Cycle Assessment ». *Science of The Total Environment*, vol. 659, p. 1567-1576. <<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.348>>. Consulté le 21 mars 2022.
- Franceys, Richard, John Pickford, R. Reed et J. Pickford. 1995. *Guide de l'assainissement individuel*. Genève : OMS, 258 p. <[https://www.pseau.org/outils/ouvrages/oms\\_guide\\_de\\_l\\_assainissement\\_individuel\\_1995.pdf](https://www.pseau.org/outils/ouvrages/oms_guide_de_l_assainissement_individuel_1995.pdf)>.
- Froger, Christel. 2022. « Gisement et devenir des déchets bois issus de la construction neuve, de la démolition et de la rénovation du bâtiment : GDBAT ». In <https://www.fcba.fr/>. <<https://www.fcba.fr/gisement-et-devenir-des-dechets-bois-issus-de-la-construction-neuve-de-la-demolition-et-de-la-renovation-du-batiment-gdbat>>. Consulté le 17 août 2024.
- Fuhrmann, Samuel, Maarten Nauta, Phuc Pham-Duc, Nguyen Thuy Tram, Hung Nguyen-Viet, Jürg Utzinger, Guéladio Cissé et Mirko S. Winkler. 2017. « Disease burden due to gastrointestinal infections among people living along the major wastewater system in Hanoi, Vietnam ». *Advances in Water Resources*, vol. 108, p. 439-449. <<https://doi.org/10.1016/j.advwatres.2016.12.010>>. Consulté le 4 mars 2024.
- Fuhrmann, Samuel, Mirko S. Winkler, Michelle Stalder, Charles B. Niwagaba, Mohammed Babu, Narcis B. Kabatereine, Abdullah A. Halage, Jürg Utzinger, Guéladio Cissé et Maarten Nauta. 2016. « Disease burden due to gastrointestinal pathogens in a wastewater system in Kampala, Uganda ». *Microbial Risk Analysis*, vol. 4, p. 16-28. <<https://doi.org/10.1016/j.mran.2016.11.003>>. Consulté le 16 février 2024.
- Gabert, Julien, Marion Santi, Sophie Oddo, Jean-Marie Ily et Thomas LeJeune. 2018. *Mémento de l'assainissement (The Sanitation handbook)*, 1<sup>re</sup> éd. France : GRET & Quæ, 844 p. <<http://memento-assainissement.gret.org>>.

- Gallego-Schmid, Alejandro et Raphael Ricardo Zepon Tarpani. 2019. « Life cycle assessment of wastewater treatment in developing countries: A review ». vol. 153, p. 63-79. <<https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.01.010>>.
- Gao, Hui, Chuanbin Zhou, Feng Li, Baolong Han et Xiuxia Li. 2017. « Economic and environmental analysis of five Chinese rural toilet technologies based on the economic input–output life cycle assessment ». *Journal of Cleaner Production*, vol. 163, p. 379-391. <<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.12.089>>. Consulté le 27 mai 2021.
- Gautam, Mamta, Kavita Wankhade, Gayathri Sarangan et Srinithi Sudhakar. 2021. « Framework for addressing occupational safety of de-sludging operators: A study in two Indian cities ». *Journal of Environmental Management*, vol. 289, p. 112243. <<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112243>>. Consulté le 14 mars 2024.
- Gerba, C.P., I.L. Pepper et L.F. Whitehead III. 2002. « A risk assessment of emerging pathogens of concern in the land application of biosolids ». *Water Science and Technology*, vol. 46, n° 10, p. 225-230. <<https://doi.org/10.2166/wst.2002.0338>>. Consulté le 4 août 2022.
- Germer, Jörn, Michael Yongha Boh, Marie Schoeffler et Philip Amoah. 2010. « Temperature and deactivation of microbial faecal indicators during small scale co-composting of faecal matter ». *Waste Management*, vol. 30, n° 2, p. 185-191. <<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2009.09.030>>. Consulté le 14 novembre 2021.
- Gholipour, Sahar, Mahnaz Nikaeen, Marzieh Farhadkhani et Bahram Nikmanesh. 2020. « Survey of Listeria monocytogenes contamination of various environmental samples and associated health risks ». *Food Control*, vol. 108, p. 106843. <<https://doi.org/10.1016/j.foodcont.2019.106843>>. Consulté le 4 août 2022.
- Gibney, Katherine B., Joanne O'Toole, Martha Sinclair et Karin Leder. 2014. « Disease burden of selected gastrointestinal pathogens in Australia, 2010 ». *International Journal of Infectious Diseases*, vol. 28, p. 176-185. <<https://doi.org/10.1016/j.ijid.2014.08.006>>. Consulté le 2 mars 2024.
- Godin, David. 2012. « Analyse environnementale et économique du cycle de vie d'un système d'épuration des eaux usées ». Mémoire de Master, Québec, Canada, Université Laval, 226 p. <[https://modeleau.fsg.ulaval.ca/fileadmin/modeleau/documents/Publications/MSc\\_s/godindavid\\_msc.pdf](https://modeleau.fsg.ulaval.ca/fileadmin/modeleau/documents/Publications/MSc_s/godindavid_msc.pdf)>. Consulté le 16 septembre 2021.
- Gofti, L., D. Zmirou, F. S. Murandi, P. Hartemann et J. Potelon. 1999. « Évaluation du risque microbiologique d'origine hydrique : un état de l'art et des perspectives ». *undefined*. <<https://www.semanticscholar.org/paper/%C3%89valuation-du-risque-microbiologique-d%27origine-%3A-un-Gofti-Zmirou/8be259c74145ce5f279cad0e37b476f5084692dd>>. Consulté le 17 mai 2022.

Google Earth. 2022. « Grande Plaine, Haiti ». <[Griffiths, Karolina, Kenny Moise, Martine Piarroux, Jean Gaudart, Samuel Beaulieu, Greg Bulit, Jean-Petit Marseille, Paul Menahel Jasmin, Paul Christian Namphy, Jean-Hugues Henrys, Renaud Piarroux et Stanislas Rebaudet. 2021. « Delineating and Analyzing Locality-Level Determinants of Cholera, Haiti - Volume 27, Number 1—January 2021 - Emerging Infectious Diseases journal - CDC ». vol. 27, n° 1, p. 12. <<https://doi.org/10.3201/eid2701.191787>>. Consulté le 17 juillet 2022.](https://earth.google.com/web/search/Grande+Plaine,+Ha%cc%3afti/@18.52149572,-74.33888873,186.44213367a,36.60278341d,35y,56.74281529h,44.96926512t,0.00000085r/data=CoABGIYSUAoIMHg4ZWM2NDlkZThjNzM4MGJiOjB4MmEzN2Y2ZWI4NzRjODkyZBmOQYI9gYUyQCGxWk9jsZVSwCoVR3JhbmRlIFBsYWluZSwgSGHdR3RpGAEGASImCiQJm0nlH8yjMkAR3iJk32ejMkAZV7sh5myHUsAhdD7fJaSHUsA></a>. Consulté le 10 décembre 2022.</p>
</div>
<div data-bbox=)

Guérin-Schneider, Lætitia et Marie Tsanga Tabi. 2017. « L'Analyse du Cycle de Vie, nouvel outil d'évaluation environnementale à l'appui des politiques publiques locales : Quelle appropriation par les services d'assainissement ? » *Gestion et management public*, vol. Volume 5 / n° 4, n° 2, p. 61-83. <<https://www.cairn.info/revue-gestion-et-management-public-2017-2-page-61.htm>>. Consulté le 26 septembre 2020.

Guimier, Lucie. 2011. « L'épidémie de choléra en Haïti : lecture géopolitique d'un enjeu de santé publique (The cholera epidemic in Haiti: geopolitical reading of a public health issue) ». *Cairn.info*, n° 143, p. 184-206. <<https://doi.org/10.3917/her.143.0184>>.

Guinée, Jeroen. 2016. « Life Cycle Sustainability Assessment: What Is It and What Are Its Challenges? » In *Taking Stock of Industrial Ecology*, sous la dir. de Clift, Roland et Angela Druckman, p. 45-68. Cham : Springer International Publishing. <[https://doi.org/10.1007/978-3-319-20571-7\\_3](https://doi.org/10.1007/978-3-319-20571-7_3)>. Consulté le 16 février 2023.

Güneralp, Burak, Meredith Reba, Billy U. Hales, Elizabeth A. Wentz et Karen C. Seto. 2020. « Trends in urban land expansion, density, and land transitions from 1970 to 2010: a global synthesis ». *Environmental Research Letters*, vol. 15, n° 4, p. 044015. <<https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab6669>>. Consulté le 16 juillet 2024.

Haas, Charles N., Joan B. Rose et Charles P. Gerba. 1999. *Quantitative Microbial Risk Assessment*, 1st éd. New York, USA : John Wiley & Sons, 466 p. <[https://books.google.ca/books?id=vjVhhwQh9N8C&printsec=frontcover&hl=fr&source=gbs\\_ge\\_summary\\_r&cad=0#v=onepage&q=f=true](https://books.google.ca/books?id=vjVhhwQh9N8C&printsec=frontcover&hl=fr&source=gbs_ge_summary_r&cad=0#v=onepage&q=f=true)>.

Haas, Charles N., Joan B. Rose et Charles P. Gerba. 2014. *Quantitative microbial risk assessment*, 2nd edition. Hoboken, New Jersey : Wiley. <<https://books.google.ca/books?hl=fr&lr=&id=ZiXkAwAAQBAJ&oi=fnd&pg=PR11&dq=%22quantitative+microbial+risk+assessment%22+AND+Haas&ots=7xN1hnyrTx&sig=NV7XSa4mfI5wP0XjMiGASnC3dI8#v=onepage&q=%22quantitative%20microbial%20risk%20assessment%22%20AND%20Haas&f=true>>.

- Harder, R., M.E. Schoen et G.M. Peters. 2015. « Including pathogen risk in life cycle assessment of wastewater management. Implications for selecting the functional unit ». *Environmental Science and Technology*, vol. 49, n° 1, p. 14-15. <<https://doi.org/10.1021/es505828n>>.
- Harder, Robin, Sara Heimersson, Magdalena Svanström et Gregory M. Peters. 2014. « Including Pathogen Risk in Life Cycle Assessment of Wastewater Management. 1. Estimating the Burden of Disease Associated with Pathogens ». *Environmental Science & Technology*, vol. 48, n° 16, p. 9438-9445. <<https://doi.org/10.1021/es501480q>>. Consulté le 15 décembre 2023.
- Harvey, Richard A., Pamela C. Champe et Bruce D. Fisher. 2007. *Microbiology*, 2<sup>e</sup> éd. New Jersey, USA : Lippincott Williams & Wilkins, 458 p. <[https://books.google.ca/books?hl=en&lr=&id=FPd38Gc33gwC&oi=fnd&pg=PA1&dq=microbiology&ots=McCbFID2yQ&sig=vi34zC5uDbxJ0q1g3zSybGrQ0HA&redir\\_esc=y#v=onepage&q=microbiology&f=true](https://books.google.ca/books?hl=en&lr=&id=FPd38Gc33gwC&oi=fnd&pg=PA1&dq=microbiology&ots=McCbFID2yQ&sig=vi34zC5uDbxJ0q1g3zSybGrQ0HA&redir_esc=y#v=onepage&q=microbiology&f=true)>.
- Havelaar, A. H. et A. N. Swart. 2014. « Impact of Acquired Immunity and Dose-Dependent Probability of Illness on Quantitative Microbial Risk Assessment ». *Risk Analysis*, vol. 34, n° 10, p. 1807-1819. <<https://doi.org/10.1111/risa.12214>>. Consulté le 11 août 2022.
- Havelaar, A.H. et J. M. Melse. 2003. *Quantifying public health risk in the WHO Guidelines for drinking-water quality: a burden of disease approach*. 734301022/2003. Bilthoven, The Netherlands : National Institute for Public Health and the Environment (RIVM), 49 p. <<https://www.ircwash.org/resources/quantifying-public-health-risk-who-guidelines-drinking-water-quality-burden-disease>>.
- Havelaar, Arie H., Juanita A. Haagsma, Marie-Josée J. Mangen, Jeanet M. Kemmeren, Linda P. B. Verhoef, Sylvia M. C. Vijgen, Margaret Wilson, Ingrid H. M. Friesema, Laetitia M. Kortbeek, Yvonne T. H. P. van Duynhoven et Wilfrid van Pelt. 2012. « Disease burden of foodborne pathogens in the Netherlands, 2009 ». *International Journal of Food Microbiology*, vol. 156, n° 3, p. 231-238. <<https://doi.org/10.1016/j.ijfoodmicro.2012.03.029>>.
- Health Canada. 2019. *Guidance on the Use of Quantitative Microbial Risk Assessment in Drinking Water*. Ottawa, Ontario : Health Canada, 47 p. <[http://epe.lac-bac.gc.ca/100/201/301/weekly\\_acquisitions\\_list-ef/2019/19-29/publications.gc.ca/collections/collection\\_2019/sc-hc/H144-59-2019-fra.pdf](http://epe.lac-bac.gc.ca/100/201/301/weekly_acquisitions_list-ef/2019/19-29/publications.gc.ca/collections/collection_2019/sc-hc/H144-59-2019-fra.pdf)>. Consulté le 30 mai 2022.
- Health Canada. 2022. *Guidance on waterborne pathogen in drinking water*. Ontario. <<https://www.canada.ca/en/health-canada/services/environmental-workplace-health/reports-publications/water-quality/guidance-waterborne-pathogens-drinking-water.html>>.

- Heimersson, Sara, Robin Harder, Greg Peters et Magdalena Svanström. 2014. « Including Pathogen Risk in Life Cycle Assessment of Wastewater Management. 2. Quantitative Comparison of Pathogen Risk to Other Impacts on Human Health ». *Environmental science & technology*, vol. 48, n° 16, p. 9446-9453. <<https://doi.org/10.1021/es501481m>>.
- Hersher, Rebecca. 2017a. *Haiti's « Bayakou »: Hauling Away Human Excrement By Hand*. <<https://www.npr.org/2017/07/30/540359412/haiti-s-bayakou-hauling-away-human-excrement-by-hand>>. Consulté le 30 août 2023.
- Hersher, Rebecca. 2017b. « You Probably Don't Want To Know About Haiti's Sewage Problems ». In *NPR*. <<https://www.npr.org/sections/goatsandsoda/2017/07/29/537945957/you-probably-dont-want-to-know-about-haitis-sewage-problems>>. Consulté le 30 août 2023.
- Ho, Long T., Wout Van Echelpoel et Peter L. M. Goethals. 2017. « Design of waste stabilization pond systems: A review ». *Water Research*, vol. 123, p. 236-248. <<https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.06.071>>. Consulté le 23 septembre 2024.
- Houillon, G. et O. Jolliet. 2005. « Life cycle assessment of processes for the treatment of wastewater urban sludge: energy and global warming analysis ». *Journal of Cleaner Production*, vol. 13, n° 3, p. 287-299. <<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2004.02.022>>. Consulté le 16 septembre 2021.
- Hovi, T., M. Stenvik, H. Partanen et A. Kangas. 2001. « Poliovirus surveillance by examining sewage specimens. Quantitative recovery of virus after introduction into sewerage at remote upstream location ». *Epidemiology & Infection*, vol. 127, n° 1, p. 101-106. <<https://doi.org/10.1017/S0950268801005787>>. Consulté le 2 octobre 2022.
- Howard, Guy, M. Feroze Ahmed, Shamsul Gaifur Mahmud, Peter Teunis, Annette Davison et Dan Deere. 2007. « Disease burden estimation to support policy decision-making and research prioritization for arsenic mitigation ». *Journal of Water and Health*, vol. 5, n° 1, p. 67-81. <<https://doi.org/10.2166/wh.2006.056>>. Consulté le 24 mars 2024.
- Hu, Ming, Bin Fan, Hongliang Wang, Bo Qu et Shikun Zhu. 2016. « Constructing the ecological sanitation: a review on technology and methods ». *Journal of Cleaner Production*, vol. 125, p. 1-21. <<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.03.012>>. Consulté le 16 juillet 2021.
- Hynds, Paul D., Laurence W. Gill et Bruce D. Misstear. 2014. « A Quantitative Risk Assessment of Verotoxigenic E. coli (VTEC) in Private Groundwater Sources in the Republic of Ireland ». *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, vol. 20, n° 6, p. 1446-1468. <<https://doi.org/10.1080/10807039.2013.862065>>. Consulté le 14 mars 2024.

- Hyun, Christopher, Zachary Burt, Yoshika Crider, Kara L. Nelson, C.S. Sharada Prasad, Swati D.G. Rayasam, William Tarpeh et Isha Ray. 2019. « Sanitation for Low-Income Regions: A Cross-Disciplinary Review ». *Annual review of environment and resources*, vol. 44, n° 1, p. 287-318. <<https://doi.org/10.1146/annurev-environ-101718-033327>>. Consulté le 3 septembre 2023.
- IHE et ICF. 2018. *Enquête Mortalité, Morbidité et Utilisation des Services (EMMUS-VI) Haïti 2016-2017*. Pétion-Ville, Haïti et Rockville, Maryland, USA : IHE et ICF, 689 p. <<https://www.dhsprogram.com/pubs/pdf/FR326/FR326.pdf>>. Consulté le 17 juillet 2024.
- Imansyah, Firlianda et Nieke Karnaningroem. 2020. « Environmental Pollution Impact Analysis on Faecal Sludge Process Using Life Cycle Assessment and Analytic Hierarchy Process ». *IPTEK The Journal for Technology and Science*, vol. 31, n° 2, p. 211-222. <<https://doi.org/10.12962/j20882033.v31i2.6333>>. Consulté le 22 décembre 2021.
- India Times. 2019. « House owner, his two sons among six dead after inhaling toxic gas from septic tank ». *Mumbai Mirror*. <<https://mumbaimirror.indiatimes.com/news/india/house-owner-his-two-sons-among-six-dead-after-inhaling-toxic-gas-from-septic-tank/articleshow/68584048.cms>>. Consulté le 17 mars 2024.
- Ioannou-Ttofa, Lida, Spyros Foteinis, Amira Seifelnsar Moustafa, Essam Abdelsalam, Mohamed Samer et Despo Fatta-Kassinios. 2021. « Life cycle assessment of household biogas production in Egypt: Influence of digester volume, biogas leakages, and digestate valorization as biofertilizer ». *Journal of Cleaner Production*, vol. 286, p. 1-14. <<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.125468>>. Consulté le 14 janvier 2023.
- IPCC, éd. 2006. « Biological treatment of solid waste ». In *guidelines for national greenhouse gas inventories*, 1<sup>re</sup> éd., p. 8. Hayama, Japan : Institute for Global Environmental Strategies. <[https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/pdf/5\\_Volume5/V5\\_4\\_Ch4\\_Bio\\_Treat.pdf](https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/pdf/5_Volume5/V5_4_Ch4_Bio_Treat.pdf)>.
- IPCC. 2013. *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Stocker, T.F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex and P.M. Midgley (eds.)]*. Coll. « Cambridge University Press ». Cambridge, UK and New York, USA, 1535 p. <<https://www.ipcc.ch/report/ar5/wg1/>>. Consulté le 19 juillet 2024.
- ISO 14040. 2006. *Environmental management — Life cycle assessment — Principles and framework*. Geneva, Switzerland : International Organization for Standardization. <<https://www.iso.org/standard/37456.html>>. Consulté le 7 mars 2023.

ISO 14044. 2006. *Environmental management — Life cycle assessment — Requirements and guidelines*. Geneva, Switzerland : International Organization for Standardization. <<https://www.iso.org/standard/38498.html>>. Consulté le 7 mars 2023.

Jaidi, Kenza. 2007. « Développement d'un modèle d'analyse des risques microbiologiques (QMRA) permettant le choix de combinaisons de procédés les plus sécuritaires ». masters, École Polytechnique de Montréal, 237 p. <<https://publications.polymtl.ca/8050/>>. Consulté le 18 avril 2023.

Jang, J., H.-G. Hur, M.J. Sadowsky, M.N. Byappanahalli, T. Yan et S. Ishii. 2017. « Environmental Escherichia coli: ecology and public health implications—a review ». *Journal of Applied Microbiology*, vol. 123, n° 3, p. 570-581. <<https://doi.org/10.1111/jam.13468>>. Consulté le 23 septembre 2024.

Jean, Gaston. 2018. « Conditions pour la mise en place durable d'une filière d'assainissement par toilettes sèches à litière bio-maîtrisée dans les zones rurales des pays en développement. Application au contexte haïtien (Conditions for the sustainable establishment of a sanitation system using dry toilets with bio-controlled litter in rural areas of developing countries. Application to the Haitian context) ». PhD Thesis, France, INSA de Lyon, 162 p. <<http://theses.insa-lyon.fr/publication/2018LYSEI126/these.pdf>>.

Jean, Gaston, Rémy Bayard, Joaneson Lacour et Pascale Naquin. 2017. « Assainissement par toilettes sèches à litière bio maîtrisée : premiers résultats d'une expérimentation menée en milieu rural (Sanitation by dry toilets with biocontrolled litter: first results of an experiment carried out in a rural environment) ». *Déchets, Sciences et Techniques*, vol. 74, p. 1-9. <<https://doi.org/10.4267/dechets-sciences-techniques.3618>>. Consulté le 5 août 2021.

Jean, Gaston, Rémy Bayard, Pascale Naquin, Joaneson Lacour et Rémy Gourdon. 2014. « Les toilettes à litière biomâtrisée : une solution de recharge à la réduction de la contamination microbiologique des eaux souterraines en Haïti ». vol. 3, n° 1, p. 28-32. <<http://www.haiti-perspectives.com/pdf/3.1-cahier-toilettes-fr.pdf>>.

Jean-Baptiste, Davidson. 2019. « Diagnostic de l'organisation et de la gouvernance du secteur de l'Eau Potable et de l'Assainissement Haïtien (Diagnostic of the Organization and Governance of the Haitian Drinking Water and Sanitation Sector) ». Master's thesis, Port-au-Prince, Haiti, Université d'État d'Haïti, 91 p. <[https://www.researchgate.net/publication/381650219\\_Diagnostic\\_de\\_l'organisation\\_et\\_de\\_la\\_gouvernance\\_du\\_secteur\\_de\\_l'Eau\\_Potable\\_et\\_de\\_l'Assainissement\\_Haitien](https://www.researchgate.net/publication/381650219_Diagnostic_de_l'organisation_et_de_la_gouvernance_du_secteur_de_l'Eau_Potable_et_de_l'Assainissement_Haitien)>.

Jean-Baptiste, Davidson, Pascal De Giudici et Frédéric Monette. 2023. « Quantitative microbial risk assessment associated with the use of container-based toilets in Haiti ». *Water Science & Technology*, vol. 88, n° 5, p. 1332-1343. <<https://doi.org/10.2166/wst.2023.274>>. Consulté le 18 septembre 2023.

- Jean-Baptiste, Davidson et Frédéric Monette. 2024a. « Quantitative microbial risk assessment (QMRA) of the work of manual pit emptiers, commonly known as bayakous ». *Water Science and Technology*, vol. 89, n° 11, p. 3122-3132. <<https://doi.org/10.2166/wst.2024.164>>. Consulté le 15 juin 2024.
- Jean-Baptiste, Davidson et Frédéric Monette. 2024b. « Comparative life cycle assessment of excreta management systems through composting and biomethanization: Case of a low-income tropical country ». *Water Science and Technology*, vol. 89, n° 12, p. 3237-3251. <<https://doi.org/10.2166/wst.2024.184>>. Consulté le 28 juin 2024.
- Jha, Ajay Kumar et Tri Ratna Bajracharya. 2014. « Wastewater Treatment Technologies in Nepal ». In *Proceedings of IOE Graduate Conference*. (Kathmandu, Nepal, 2014), p. 76-81. Department of Mechanical Engineering, Central Campus, Pulchowk, Institute of Engineering. <[https://www.researchgate.net/profile/Ajay-Kumar-Jha-3/publication/296295228\\_Wastewater\\_Treatment\\_Technologies\\_in\\_Nepal/links/59b7e5dc458515c212b54504/Wastewater-Treatment-Technologies-in-Nepal.pdf](https://www.researchgate.net/profile/Ajay-Kumar-Jha-3/publication/296295228_Wastewater_Treatment_Technologies_in_Nepal/links/59b7e5dc458515c212b54504/Wastewater-Treatment-Technologies-in-Nepal.pdf)>.
- Johnson, Jake, Fiona Zakaria, Allan G. Nkurunziza, Celia Way, Miller A. Camargo-Valero et Barbara Evans. 2022. « Whole-system analysis reveals high greenhouse-gas emissions from citywide sanitation in Kampala, Uganda ». *Communications Earth & Environment*, vol. 3, n° 1, p. 1-10. <<https://doi.org/10.1038/s43247-022-00413-w>>. Consulté le 11 avril 2022.
- Jolliet, Olivier, Manuele Margni, Raphaël Charles, Sébastien Humbert, Jérôme Payet, Gerald Rebitzer et Ralph Rosenbaum. 2003. « IMPACT 2002+: A new life cycle impact assessment methodology ». *The International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 8, n° 6, p. 324-330. <<https://doi.org/10.1007/BF02978505>>. Consulté le 19 juillet 2024.
- Jolliet, Olivier, Myriam Saadé, Pierre Crettaz, Nicole Jolliet-Gavin et Shanna Shaked. 2017. *Analyse du cycle de vie: comprendre et réaliser un écobilan (Life cycle assessment: Understanding and conducting environmental life cycle assessment)*, 3<sup>e</sup> éd. Coll. « Science & ingénierie de l'environnement ». Suisse : PPUR Presses polytechniques, 338 p. <<https://www.eyrolles.com/Sciences/Livre/analyse-du-cycle-de-vie-9782889151356/>>.
- Jolliet, Olivier, Myriam Saadé-Sbeith, Shanna Shaked, Alexandre Jolliet et Pierre Crettaz. 2015. *Environmental life cycle assessment*, 1<sup>re</sup> éd. Boca Raton : CRC Press, Taylor & Francis Group, 302 p. <<https://www.taylorfrancis.com/books/mono/10.1201/b19138/environmental-life-cycle-assessment-olivier-jolliet-myriam-saadé-sbeih-shanna-shaked-alexandre-jolliet-pierre-crettaz?context=ubx&refId=6f51581b-358f-4d9f-9ae1-ea305df8cfde>>. Consulté le 8 mars 2022.
- Jurado, Nelia, Tosin Somorin, Athanasios J. Kolios, Stuart Wagland, Kumar Patchigolla, Beatriz Fidalgo, Alison Parker, Ewan McAdam, Leon Williams et Sean Tyrrel. 2018. « Design and commissioning of a multi-mode prototype for thermochemical

conversion of human faeces ». *Energy Conversion and Management*, vol. 163, p. 507-524. <<https://doi.org/10.1016/j.enconman.2018.02.065>>. Consulté le 13 juin 2024.

Kabenge, Isa, Martha Nabaggala, Allan John Komakech, Simon Savio Kizito, Peter Tumutegyereize, Kabateraine Tumwesige et Therese Schwarzböck. 2024. *Anaerobic Co-Digestion of Fecal Sludge and Fresh Cabbage Waste for Biogas and Bio-Slurry Production*. <<https://doi.org/10.2139/ssrn.4994685>>. Consulté le 18 novembre 2024.

Kadri, Syeda Ulfath Tazeen, Adinath N. Tavanappanavar, R. Nagesh Babu, Muhammad Bilal, Bhaskar Singh, Sanjay Kumar Gupta, Ram Naresh Bharagava, Muthusamy Govarthanan, Mohammed Azharuddin Savanur et Sikandar I. Mulla. 2023. « Overview of Waste Stabilization Ponds in Developing Countries ». In *Cost-efficient Wastewater Treatment Technologies: Natural Systems*, sous la dir. de Nasr, Mahmoud et Abdelazim M. Negm, p. 153-176. vol. 117. Bangalore, India : Springer International Publishing. <[https://doi.org/10.1007/978\\_2021\\_790](https://doi.org/10.1007/978_2021_790)>. Consulté le 23 septembre 2024.

Katz, Jonathan M. 2014. « Haiti's Shadow Sanitation System ». *The New Yorker*. <<https://www.newyorker.com/tech/annals-of-technology/haitis-shadow-sanitation-system>>. Consulté le 30 août 2023.

Kaza, Silpa, Lisa Yao, Perinaz Bhada-Tata et Frank Van Woerden. 2018. *What a Waste 2.0: A Global Snapshot of Solid Waste Management to 2050*. Whashington DC, USA : World Bank Publications, 230 p. <[https://books.google.ca/books?hl=en&lr=&id=bnN\\_DwAAQBAJ&oi=fnd&pg=PP13&dq=aza,+S.,+Yao,+L.,+Bhada-Tata,+P.,+%26+Van+Woerden,+F.+\(2018\).+What+a+waste+2.0:+a+global+snapshot+of+solid+waste+management+to+2050.+World+Bank+Publications.&ots=faO8yu53Pf&sig=NsItIzKFyer3jbywjgXO9aPSSok&redir\\_esc=y#v=onepage&q&f=false](https://books.google.ca/books?hl=en&lr=&id=bnN_DwAAQBAJ&oi=fnd&pg=PP13&dq=aza,+S.,+Yao,+L.,+Bhada-Tata,+P.,+%26+Van+Woerden,+F.+(2018).+What+a+waste+2.0:+a+global+snapshot+of+solid+waste+management+to+2050.+World+Bank+Publications.&ots=faO8yu53Pf&sig=NsItIzKFyer3jbywjgXO9aPSSok&redir_esc=y#v=onepage&q&f=false)>.

Kengne, Ives Magloire et Elizabeth Tilley. 2014. « Lits de séchage plantés ». In *Gestion des boues de vidange: Approche intégrée pour la mise en oeuvre et l'exploitation*, Edition Francaise 2018, p. 165-186. Coll. « IWA Publishing ». <[chrome-extension://efaidnbmnnibpcajpcglclefindmkaj/viewer.html?pdfurl=https%3A%2F%2Fwww.eawag.ch%2Ffileadmin%2FDomain1%2FAbteilungen%2Fsandec%2Fpublikationen%2FEWWM%2FFSM\\_Livre\\_low\\_res%2FGBV\\_-CHAP\\_8.pdf&clen=294701&chunk=true](chrome-extension://efaidnbmnnibpcajpcglclefindmkaj/viewer.html?pdfurl=https%3A%2F%2Fwww.eawag.ch%2Ffileadmin%2FDomain1%2FAbteilungen%2Fsandec%2Fpublikationen%2FEWWM%2FFSM_Livre_low_res%2FGBV_-CHAP_8.pdf&clen=294701&chunk=true)>.

Klingel, Florian, Agnès Montangero, Doulaye Koné et Martin Strauss. 2002. *Gestion des boues de vidange dans les pays en développement - Manuel de planification*, 1<sup>re</sup> éd. Suisse : EAWAG, SANDEC, 63 p. <<https://doi.org/10.13140/RG.2.1.1766.6001>>.

Kobayashi, Yumi. 2016. « Holistic Environmental Health Impact Assessment: Hybridisation of Life Cycle Assessment and Quantitative Risk Assessment using Disability Adjusted Life Years ». Thesis, Sydney, Australia, UNSW Sydney. <<https://doi.org/10.26190/unswworks/18633>>. Consulté le 4 mars 2024.

- Kobayashi, Yumi, Greg M. Peters, Nicholas J. Ashbolt, Sara Heimersson, Magdalena Svanström et Stuart J. Khan. 2015a. « Global and local health burden trade-off through the hybridisation of quantitative microbial risk assessment and life cycle assessment to aid water management ». *Water Research*, vol. 79, p. 26-38. <<https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.03.015>>. Consulté le 2 mars 2024.
- Kobayashi, Yumi, Greg M. Peters, Nicholas J. Ashbolt, Sean Shiels et Stuart J. Khan. 2015b. « Assessing burden of disease as disability adjusted life years in life cycle assessment ». *Science of The Total Environment*, vol. 530-531, p. 120-128. <<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.05.017>>. Consulté le 4 mars 2024.
- Kolios, Athanasios, Ying Jiang, Tosin Somorin, Ayodeji Sowale, Aikaterini Anastasopoulou, Edward J. Anthony, Beatriz Fidalgo, Alison Parker, Ewan McAdam, Leon Williams, Matt Collins et Sean Tyrrel. 2018. « Probabilistic performance assessment of complex energy process systems – The case of a self-sustained sanitation system ». *Energy Conversion and Management*, vol. 163, p. 74-85. <<https://doi.org/10.1016/j.enconman.2018.02.046>>. Consulté le 13 juin 2024.
- Koné, Doulaye, Olufunke Cofie, Christian Zurbrügg, Katharina Gallizzi, Daya Moser, Silke Drescher et Martin Strauss. 2007. « Helminth eggs inactivation efficiency by faecal sludge dewatering and co-composting in tropical climates ». *Water Research*, vol. 41, n° 19, p. 4397-4402. <<https://doi.org/10.1016/j.watres.2007.06.024>>. Consulté le 14 novembre 2021.
- Kone, Martine, Emmanuelle Service, Yacouba Ouattara, Lamoussa Ouattara, Lucien Bonou et Pierre Joly. 2017. « Caractérisation des boues de vidange dépotées sur les lits de séchage de zagtouli (Ouagadougou) ». *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, vol. 10, n° 6, p. 2781-2795. <<https://doi.org/10.4314/ijbcs.v10i6.30>>.
- Koottatep, Thammarat, Narong Surinkul, Chongrak Polprasert, A Kamal, Doulaye Koné, A Montangero, U Heinss et M Strauss. 2005. « Treatment of septage in constructed wetlands in tropical climate: Lessons learnt from seven years of operation ». *Water science and technology : a journal of the International Association on Water Pollution Research*, vol. 51, p. 119-26. <<https://doi.org/10.2166/wst.2005.0301>>.
- Kouawa, Tadjouwa. 2016. « Traitement des boues de vidange par lits de séchage sous climat Soudano-Sahélien ». Thèse de doctorat, France, Université de Strasbourg/2IE, 231 p. <<https://www.google.com/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=&ved=2ahUKEwiHyoCN9OHzAhWMVt8KHZQvBOUQFnoECA4QAQ&url=https%3A%2F%2Ftel.archives-ouvertes.fr%2Ftel-01545056%2Fdocument&usg=AOvVaw0dnrrGDV-Y26sYieLvoTry>>.
- Krausmann, Fridolin, Christian Lauk, Willi Haas et Dominik Wiedenhofer. 2018. « From resource extraction to outflows of wastes and emissions: The socioeconomic metabolism of the global economy, 1900–2015 ». *Global Environmental Change*, vol.

- 52, p. 131-140. <<https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2018.07.003>>. Consulté le 16 juillet 2024.
- Kulak, Michal, Nimish Shah, Niteen Sawant, Nicole Unger et Henry King. 2017. « Technology choices in scaling up sanitation can significantly affect greenhouse gas emissions and the fertiliser gap in India ». *Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development*, vol. 7, n° 3, p. 466-476. <<https://doi.org/10.2166/washdev.2017.005>>. Consulté le 24 février 2022.
- Kumwenda, Save, Chisomo Msefula, Wilfred Kadewa, Bagrey Ngwira et Tracy Morse. 2017. « Estimating the Health Risk Associated with the Use of Ecological Sanitation Toilets in Malawi ». *Journal of Environmental and Public Health*, vol. 2017, p. e3931802. <<https://doi.org/10.1155/2017/3931802>>. Consulté le 18 octobre 2022.
- LaGier, Michael J, Lavin A Joseph, Teresa V Passaretti, Kimberlee A Musser et Nick M Cirino. 2004. « A real-time multiplexed PCR assay for rapid detection and differentiation of *Campylobacter jejuni* and *Campylobacter coli* ». *Molecular and Cellular Probes*, vol. 18, n° 4, p. 275-282. <<https://doi.org/10.1016/j.mcp.2004.04.002>>. Consulté le 2 octobre 2022.
- Langergraber, Günter et Elke Muellegger. 2005. « Ecological Sanitation—a way to solve global sanitation problems? » *Environment International*, vol. 31, n° 3, p. 433-444. <<https://doi.org/10.1016/j.envint.2004.08.006>>. Consulté le 31 janvier 2022.
- Larsen, M. N. et A. Roepstorff. 1999. « Seasonal variation in development and survival of *Ascaris suum* and *Trichuris suis* eggs on pastures ». *Parasitology*, vol. 119, n° 2, p. 209-220. <<https://doi.org/10.1017/S0031182099004503>>. Consulté le 14 novembre 2021.
- Le, Qianhan et G. W. Price. 2024. « A review of the influence of heat drying, alkaline treatment, and composting on biosolids characteristics and their impacts on nitrogen dynamics in biosolids-amended soils ». *Waste Management*, vol. 176, p. 85-104. <<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2024.01.019>>. Consulté le 10 août 2024.
- Lécopot. 2022. « Le Butterfly Douglas - Dry toilet ». In *Lécopot - Dry toilets*. <<https://www.lecopot.com/en/indoor-dry-toilets/76-butterfly-douglas-dry-toilet.html>>. Consulté le 6 décembre 2022.
- Leroy, Yann et Sébastien Lasvaux. 2013. « De la gestion des incertitudes en analyse de cycle de vie ». *Marché et organisations*, vol. 17, n° 1, p. 65-82. <<https://doi.org/10.3917/maorg.017.0065>>. Consulté le 17 août 2024.
- Liu, Xiaoping, Yinghuai Huang, Xiaocong Xu, Xuecao Li, Xia Li, Philippe Ciais, Peirong Lin, Kai Gong, Alan D. Ziegler, Anping Chen, Peng Gong, Jun Chen, Guohua Hu, Yimin Chen, Shaojian Wang, Qiusheng Wu, Kangning Huang, Lyndon Estes et Zhenzhong Zeng. 2020. « High-spatiotemporal-resolution mapping of global urban change from

- 1985 to 2015 ». *Nature Sustainability*, vol. 3, n° 7, p. 564-570. <<https://doi.org/10.1038/s41893-020-0521-x>>. Consulté le 16 juillet 2024.
- Lodder, W. J., A. M. Buisman, S. A. Rutjes, J. C. Heijne, P. F. Teunis et A. M. de Roda Husman. 2012. « Feasibility of Quantitative Environmental Surveillance in Poliovirus Eradication Strategies ». *Applied and Environmental Microbiology*, vol. 78, n° 11, p. 3800-3805. <<https://doi.org/10.1128/AEM.07972-11>>. Consulté le 2 octobre 2022.
- Lombard Latune, Rémi et Pascal Molle. 2016. *Cahier des charges pour la réalisation de Lits de Séchage Plantés de Végétaux dans les DOM*. France : IRSTEA, 5-18 p.
- Lozano-Gracia, Nancy et Marisa Garcia Lozano. 2017. *Haitian cities: Actions for today with an eye on tomorrow*. Washington DC, USA : World Bank Group, 219 p. <<https://documents1.worldbank.org/curated/en/709121516634280180/pdf/122880-V1-WP-P156561-OUO-9-FINAL-ENGLISH.pdf>>. Consulté le 30 août 2023.
- Mackinnon, Eve, Luiza C. Campos, Niteen Sawant, Lena Ciric, Priti Parikh et Kate Bohnert. 2018. « Exploring exposure risk and safe management of container-based sanitation systems: a case study from Kenya ». *Waterlines*, vol. 37, n° 4, p. 280-306. <<https://doi.org/10.3362/1756-3488.00016>>. Consulté le 5 décembre 2022.
- Maier, Raina M., Ian L. Pepper et Charles P. Gerba. 2009. *Environmental Microbiology*, 2<sup>e</sup> éd. California, USA : Academic Press, 621 p. <[https://books.google.ca/books?hl=en&lr=&id=A2zL8YBXQfoC&oi=fnd&pg=PP1&dq=microbiology&ots=l9Tt1alshN&sig=4Is7R6SzaYb9EHwtEN96vYiQDLs&redir\\_esc=y#v=onepage&q=microbiology&f=true](https://books.google.ca/books?hl=en&lr=&id=A2zL8YBXQfoC&oi=fnd&pg=PP1&dq=microbiology&ots=l9Tt1alshN&sig=4Is7R6SzaYb9EHwtEN96vYiQDLs&redir_esc=y#v=onepage&q=microbiology&f=true)>.
- Maja, Mengistu M. et Samuel F. Ayano. 2021. « The Impact of Population Growth on Natural Resources and Farmers' Capacity to Adapt to Climate Change in Low-Income Countries ». *Earth Systems and Environment*, vol. 5, n° 2, p. 271-283. <<https://doi.org/10.1007/s41748-021-00209-6>>. Consulté le 20 juin 2023.
- Mallory, Adrian, Anna Mdee, Dorice Agol, Leonie Hyde-Smith, Domenic Kiogora, Joy Riungu et Alison Parker. 2022. « The potential for scaling up container-based sanitation in informal settlements in Kenya ». *Journal of International Development*, vol. 34, n° 7, p. 1347-1361. <<https://doi.org/10.1002/jid.3639>>. Consulté le 26 juillet 2024.
- Manga, M., M.A. Camargo-Valero, C. Anthonj et B.E. Evans. 2021. « Fate of faecal pathogen indicators during faecal sludge composting with different bulking agents in tropical climate ». *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, vol. 232, p. 113670. <<https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2020.113670>>. Consulté le 14 novembre 2021.

Maps of World. 2017. « Haiti Latitude and Longitude Map ». <[https://www.mapsofworld.com/lat\\_long/haiti-lat-long.html](https://www.mapsofworld.com/lat_long/haiti-lat-long.html)>. Consulté le 26 septembre 2024.

Mara, Duncan. 1984. *The design of ventilated improved pit latrines*. TAG13. Washington, DC : World Bank Group, 73 p. <<https://documents.worldbank.org/en/publication/documents-reports/documentdetail/618101468749362028/the-design-of-ventilated-improved-pit-latrines>>.

Mara, Duncan. 2004. *Domestic Wastewater Treatment in Developing Countries*. London : Routledge, 210 p. <<https://doi.org/10.4324/9781849771023>>.

Mara, Duncan et Barbara Evans. 2018. « The sanitation and hygiene targets of the sustainable development goals: scope and challenges ». *Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development*, vol. 8, n° 1, p. 1-16. <<https://doi.org/10.2166/washdev.2017.048>>. Consulté le 16 juillet 2024.

Marcelin, Louis Herns, Toni Cela et James M. Shultz. 2016. « Haiti and the politics of governance and community responses to Hurricane Matthew ». *Disaster Health*, vol. 3, n° 4, p. 151-161. <<https://doi.org/10.1080/21665044.2016.1263539>>. Consulté le 26 septembre 2024.

Mathers, Colin D., Gretchen A. Stevens, Ties Boerma, Richard A. White et Martin I. Tobias. 2015. « Causes of international increases in older age life expectancy ». *The Lancet*, vol. 385, n° 9967, p. 540-548. <[https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(14\)60569-9](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(14)60569-9)>. Consulté le 16 juillet 2024.

Mazars, Django et Paul Earwaker. 2013. « Improving desludging in Haiti by building the capacity of local Bayakou (informal manual desludgers) ». <[https://repository.lboro.ac.uk/articles/conference\\_contribution/Improving\\_desludging\\_in\\_Haiti\\_by\\_building\\_the\\_capacity\\_of\\_local\\_Bayakou\\_informal\\_manual\\_desludgers\\_9587831/1](https://repository.lboro.ac.uk/articles/conference_contribution/Improving_desludging_in_Haiti_by_building_the_capacity_of_local_Bayakou_informal_manual_desludgers_9587831/1)>. Consulté le 27 novembre 2023.

McDonald, Robert I., Andressa V. Mansur, Fernando Ascensão, M'lisa Colbert, Katie Crossman, Thomas Elmquist, Andrew Gonzalez, Burak Güneralp, Dagmar Haase, Maike Hamann, Oliver Hillel, Kangning Huang, Belinda Kahnt, David Maddox, Andrea Pacheco, Henrique M. Pereira, Karen C. Seto, Rohan Simkin, Brenna Walsh, Alexandra S. Werner et Carly Ziter. 2020. « Research gaps in knowledge of the impact of urban growth on biodiversity ». *Nature Sustainability*, vol. 3, n° 1, p. 16-24. <<https://doi.org/10.1038/s41893-019-0436-6>>. Consulté le 16 juillet 2024.

Mehl, Jessica, Josephine Kaiser, Daniel Hurtado, Daragh A. Gibson, Ricardo Izurieta et James R. Mihelcic. 2011. « Pathogen destruction and solids decomposition in composting latrines: study of fundamental mechanisms and user operation in rural Panama ».

- Journal of Water and Health*, vol. 9, n° 1, p. 187-199.  
<https://doi.org/10.2166/wh.2010.138>. Consulté le 18 mars 2022.
- Metcalf & Eddy, éd. 2003. *Wastewater engineering: treatment and reuse*, 4th ed. Coll. « McGraw-Hill series in civil and environmental engineering ». Boston : McGraw-Hill, 1819 p.  
[https://www.google.com/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=&ved=2ahUKEwjajND48vPzAhUMheAKHUF1BokQFnoECBUQAQ&url=https%3A%2F%2Fwww.researchgate.net%2Fprofile%2FShuokr\\_Qarani\\_Aziz%2Fpost%2FDoes\\_any\\_one\\_has\\_Metcalf\\_Eddy-Wastewater\\_Engineering-Treatment\\_and\\_Reuse\\_4th\\_edition%2Fattachment%2F5c9a90decfe4a7299498fd8f%2FAS%253A740806746984450%25401553633500173%2Fdownload%2FWastewater%2BEng%2Bby%2BMetcalf%2Band%2BEddy%2B%252C%2B2003.pdf&usg=AOvVaw3LMiGjwbuDjibj9WUSqzmW](https://www.google.com/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=&ved=2ahUKEwjajND48vPzAhUMheAKHUF1BokQFnoECBUQAQ&url=https%3A%2F%2Fwww.researchgate.net%2Fprofile%2FShuokr_Qarani_Aziz%2Fpost%2FDoes_any_one_has_Metcalf_Eddy-Wastewater_Engineering-Treatment_and_Reuse_4th_edition%2Fattachment%2F5c9a90decfe4a7299498fd8f%2FAS%253A740806746984450%25401553633500173%2Fdownload%2FWastewater%2BEng%2Bby%2BMetcalf%2Band%2BEddy%2B%252C%2B2003.pdf&usg=AOvVaw3LMiGjwbuDjibj9WUSqzmW).
- Mihelcic, James R. 2019. « Sludge Management: Biosolids and Fecal Sludge ». In *Water and Sanitation for the 21st Century: Health and Microbiological Aspects of Excreta and Wastewater Management (Global Water Pathogen Project)*, p. 31. USA : Michigan State University. <https://doi.org/10.14321/waterpathogens.48>. Consulté le 9 avril 2024.
- Ministère de la Santé Publique et de la Population. 2020. *Profil statistique du choléra 3ème SE*. Haïti : Direction d'Epidémiologie, des Laboratoires et de la Recherche DELR, 1-17 p. <http://mspp.gouv.ht/newsite/documentation.php>.
- Misawa, N., K. Kawashima, H. Kawamoto et F.YR Kondo. 2001. « Development of a combined filtration-enrichment culture followed by a one-step duplex PCR technique for the rapid detection of *Campylobacter jejuni* and *C. coli* in human faecal samples ». *Journal of Medical Microbiology*, vol. 51, n° 1, p. 86-89. <https://doi.org/10.1099/0022-1317-51-1-86>. Consulté le 2 octobre 2022.
- Mng'ombe, Madalitso H., Brighton Austin Chunga, Eddie W. Mtonga, Russel C. G. Chidya et Mphatso Malota. 2023. « Infilling missing data and outliers for a conventional sewage treatment plant using a self-organizing map: a case study of Kauma Sewage Treatment Plant in Lilongwe, Malawi ». *H2Open Journal*, vol. 6, n° 2, p. 280-296. <https://doi.org/10.2166/h2oj.2023.013>. Consulté le 14 octobre 2023.
- Mohammadi, Marzieh et Ebrahim Fataei. 2019. « Comparative life cycle assessment of municipal wastewater treatment systems: lagoon and activated sludge ». *Caspian Journal of Environmental Sciences*, vol. 17, n° 4, p. 327-336. <https://doi.org/10.22124/cjes.2019.3806>. Consulté le 19 janvier 2023.
- Mokhtari, W., S. Nsaibia, D. Majouri, A. Ben Hassen, A. Gharbi et M. Aouni. 2012. « Detection and characterization of *Shigella* species isolated from food and human stool samples in Nabeul, Tunisia, by molecular methods and culture techniques ».

- Journal of Applied Microbiology*, vol. 113, n° 1, p. 209-222.  
 <<https://doi.org/10.1111/j.1365-2672.2012.05324.x>>. Consulté le 2 octobre 2022.
- Molle, Pascal, Julie Vincent, Stéphane Troesch et Gilles Malamaire. 2013. *Les lits de séchage de boues plantés de roseaux pour le traitement des boues et des matières de vidange*.  
 Fr : IRSTEA, 82 p.  
 <<https://www.documentation.eauetbiodiversite.fr/notice/00000000015dd1cc8710285cd1e70882>>.
- Monfort, E., A. Mezquita, E. Vaquer, I. Celades, V. Sanfelix et A. Escrig. 2014. « 8.05 - Ceramic Manufacturing Processes: Energy, Environmental, and Occupational Health Issues ». In *Comprehensive Materials Processing*, sous la dir. de Hashmi, Saleem, Gilmar Ferreira Batalha, Chester J. Van Tyne et Bekir Yilbas, p. 71-102. Oxford : Elsevier. <<https://doi.org/10.1016/B978-0-08-096532-1.00809-8>>. Consulté le 12 janvier 2023.
- Moni Silva, Ana Paula, Regina Mambeli Barros, Electo Eduardo Silva Lora, Carlos Andrés Díaz Flórez, Ivan Felipe Silva dos Santos, Adrielle Maria de Cassia Crispim et Maria Luiza Grillo Renó. 2023. « Characterization and evaluation of the life cycle of energy use from drying bed sludge ». *Energy*, vol. 263, p. 125630.  
 <<https://doi.org/10.1016/j.energy.2022.125630>>. Consulté le 15 janvier 2023.
- Montangero, Agnès et Martin Strauss. 2004. *Feacal sludge treatment*. Coll. « Eawag ».  
 Switzerland : Eawag, 38 p.  
 <[https://www.sswm.info/sites/default/files/reference\\_attachments/STRAUSS%20and%20MONTANEIRO%202004%20Fecal%20Sludge%20Treatment.pdf](https://www.sswm.info/sites/default/files/reference_attachments/STRAUSS%20and%20MONTANEIRO%202004%20Fecal%20Sludge%20Treatment.pdf)>. Consulté le 27 septembre 2021.
- Monvois, Jacques, Julien Gabert, Clément Frenoux et Marie Guillaume. 2010. *How to select appropriate technical solutions for sanitation*. Coll. « Methodological Guides », vol. 4. France : GRET & PS-Eau, 136 p.  
 <[https://www.pseau.org/outils/ouvrages/pdm\\_ps\\_eau\\_smc\\_guide\\_4\\_choisir\\_des\\_solutions\\_techniques\\_adaptees\\_pour\\_1\\_assainissement\\_liquide\\_2010.pdf](https://www.pseau.org/outils/ouvrages/pdm_ps_eau_smc_guide_4_choisir_des_solutions_techniques_adaptees_pour_1_assainissement_liquide_2010.pdf)>.
- Morgan, Peter. 2009. *Latrines à compost : Des latrines hygiéniques à faible coût qui produisent du compost pour l'agriculture dans un contexte africain*, 2<sup>e</sup> éd. Coll. « CREPA ». Malawi, 110 p.  
 <<https://www.pseau.org/outils/biblio/resume.php?d=1561>>.
- Morris-Francis, Sherill V. C., Camille A. Gibson et Lorna E. Grant. 2024. *Youth Crime and Violence in the Caribbean*, 1<sup>re</sup> éd. Maryland, USA : Lexington Books, 319 p.  
 <[https://books.google.ca/books?hl=en&lr=&id=qqv8EAAAQBAJ&oi=fnd&pg=PA55&dq=Kolbe+AND+Poverty,+violence,+and+the+Haitian+restav%C3%A8s+child.+Vulnerable+Children+and+Youth+Studies&ots=fbZkmezSYa&sig=4ZF0imJ6uIYH6LcYFPd\\_eBNOSFs&redir\\_esc=y#v=onepage&q&f=false](https://books.google.ca/books?hl=en&lr=&id=qqv8EAAAQBAJ&oi=fnd&pg=PA55&dq=Kolbe+AND+Poverty,+violence,+and+the+Haitian+restav%C3%A8s+child.+Vulnerable+Children+and+Youth+Studies&ots=fbZkmezSYa&sig=4ZF0imJ6uIYH6LcYFPd_eBNOSFs&redir_esc=y#v=onepage&q&f=false)>.

- Nakagawa, Naoko, Hana Oe, Masahiro Otaki et Katsuyoshi Ishizaki. 2006. « Application of microbial risk assessment on a residentially-operated Bio-toilet ». *Journal of Water and Health*, vol. 4, n° 4, p. 479-486. <<https://doi.org/10.2166/wh.2006.0031>>. Consulté le 20 octobre 2022.
- Naulet, Frédéric, Julien Gabert, Martin Leménager, Saad Azzaoui, Michel ANDRIAMIFIDY, Moulaye BLEILLA, Denis DÉSILLE, Estelle GRANDIDER, Olivier KAYSER, Cléo LOSSOUARN, Mbaye MBÉGUÉRÉ, Laurent PACOUD, Léa RALALAMORIA, Martina RAMA, Didier RENARD et Marion SANTI. 2016. *L'assainissement dans les villes du Sud : un business comme les autres ?*, GRET. Coll. « Débats & Controverses », vol. 12. France. <[https://www.pseau.org/outils/ouvrages/gret\\_afd\\_1\\_assainissement\\_dans\\_les\\_villes\\_du\\_sud\\_un\\_business\\_comme\\_les\\_autres\\_2017.pdf](https://www.pseau.org/outils/ouvrages/gret_afd_1_assainissement_dans_les_villes_du_sud_un_business_comme_les_autres_2017.pdf)>.
- Navarro, I., B. Jiménez, S. Lucario et E. Cifuentes. 2009. « Application of Helminth ova infection dose curve to estimate the risks associated with biosolid application on soil ». *Journal of Water and Health*, vol. 7, n° 1, p. 31-44. <<https://doi.org/10.2166/wh.2009.113>>.
- Neiburg, Federico et Natacha Nicaise. 2010. *Garbage, Stigmatization, Commerce, Politics*. Port-au-Prince, Haïti : Viva Rio, 131 p. <<https://www.yumpu.com/fr/document/view/6390758/dechets-stigmatisations-commerces-politiques-viva-rio-en-haiti>>.
- Netherlands Water Partnership, IRC, WASTE, PRACTICA, SIMAVI, et Parteners For Water. 2006. *Des solutions adaptées pour l'assainissement*. Mexico, 68 p. <<https://www.pseau.org/outils/biblio/resume.php?d=862&l=fr>>. Consulté le 27 septembre 2021.
- NewsClick. 2019. « UP: 2 Die After Inhaling Toxic Gas While Cleaning Septic Tank ». NewsClick. <<https://www.newsclick.in/UP-2-die-inhaling-toxic-gas-while-cleaning-septic-tank>>. Consulté le 17 mars 2024.
- Nicas, Mark et Daniel Best. 2008. « A Study Quantifying the Hand-to-Face Contact Rate and Its Potential Application to Predicting Respiratory Tract Infection ». *Journal of Occupational and Environmental Hygiene*, vol. 5, n° 6, p. 347-352. <<https://doi.org/10.1080/15459620802003896>>. Consulté le 12 septembre 2023.
- Nikiema, J., O. Cofie et R. Impraim. 2014. *Technological options for safe resource recovery from fecal sludge*. Accra Ghana : International Water Management Institute (IWMI). CGIAR Research Program on Water, Land and Ecosystems (WLE)., 52 p. <<https://doi.org/10.5337/2014.228>>. Consulté le 8 novembre 2021.
- Nkwatoh, Therese Ncheuveu, Benard Mingo Yakum et Paul Oto Beseka Itor. 2023. « Effectiveness and health risk assessment of drinking water from different sources treated by local household water treatment methods in Bamenda, Cameroon ». *Water*

*Reuse*, vol. 14, n° 1, p. 51-64. <<https://doi.org/10.2166/wrd.2023.120>>. Consulté le 9 juin 2024.

O'Connor, Nicholas A., Aravind Surapaneni, David Smith et Daryl Stevens. 2017. « Occurrence and fate of Ascaris lumbricoides ova in biosolids in Victoria, Australia: a human health risk assessment of biosolids storage periods ». *Water Science and Technology*, vol. 76, n° 6, p. 1332-1346. <<https://doi.org/10.2166/wst.2017.222>>. Consulté le 27 novembre 2022.

Odey, Emmanuel Alepu, Zifu Li, Xiaoqin Zhou et Loissi Kalakodio. 2017. « Faecal sludge management in developing urban centers: a review on the collection, treatment, and composting ». *Environmental Science and Pollution Research*, vol. 24, n° 30, p. 23441-23452. <<https://doi.org/10.1007/s11356-017-0151-7>>. Consulté le 4 mars 2022.

Orner, Kevin, Colleen Naughton et Thor-Axel Stenstrom. 2018. « Pit Toilets (Latrines) ». In *Water and Sanitation for the 21st Century: Health and Microbiological Aspects of Excreta and Wastewater Management (Global Water Pathogen Project)*, p. 20. USA : Michigan State University. <<https://doi.org/10.14321/waterpathogens.56>>. Consulté le 1 mars 2022.

Orzaghi, Joseph. 2017. *Trois générations de toilettes sèches*. <<https://www.eautarcie.org/05c.html>>. Consulté le 5 août 2021.

Ouedraogo, Noaga Inès Gwladys, Yacouba Konaté, Boukary Sawadogo, Elfried Beré, Soumaila Sodré et Harouna Karambiri. 2023. « Characterization and Methanogenic Potential Evaluation of Faecal Sludge: Case of the Kossodo Biogas Plant in Ouagadougou ». *Sustainability*, vol. 15, n° 23, p. 16401. <<https://doi.org/10.3390/su152316401>>. Consulté le 18 novembre 2024.

Oxfam. 2007. *Manual Disludging Hand Pump*. <[http://desludging.org/1.%20Manual%20of%20MDHP/MDHP\\_manual\\_English\\_Version.pdf](http://desludging.org/1.%20Manual%20of%20MDHP/MDHP_manual_English_Version.pdf)>. Consulté le 21 mars 2023.

Parker, Alison, Domenic Kiogora, Dani Barrington, Joy Riungu, Anna Mdee, Fiona Anciano et Hellen Lopez. 2023. « Scaling up container-based sanitation: breakthroughs and bottlenecks to citywide inclusive sanitation: 7th International Faecal Sludge Management Conference ». (2023).

Paul, Bénédique, David Jean Simon, Ann Kiragu, Woodley Généus et Evens Emmanuel. 2022. « Socio-economic and demographic factors influencing open defecation in Haiti: a cross-sectional study ». *BMC Public Health*, vol. 22, n° 1, p. 2156. <<https://doi.org/10.1186/s12889-022-14619-2>>. Consulté le 22 juillet 2024.

Penn, Roni, Barbara J. Ward, Linda Strande et Max Maurer. 2018. « Review of synthetic human faeces and faecal sludge for sanitation and wastewater research ». *Water*

- Research*, vol. 132, p. 222-240. <<https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.12.063>>. Consulté le 6 mars 2022.
- Pepper, Ian L. et Charles P. Gerba. 2018. « Risk of infection from *Legionella* associated with spray irrigation of reclaimed water ». *Water Research*, vol. 139, p. 101-107. <<https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.04.001>>. Consulté le 29 mai 2024.
- Pierre, Carl Edward Destin. 2020. « La Colonisation et le désastre écologique d’Haïti (Colonialism and the Haitian ecological disaster) ». In *Concepts-Clés de la Communication environnementale et du développement durable (Key concepts of environmental communication and sustainable development)*, 1<sup>re</sup> éd., p. 128-134. Cluj-Napoca, Roumanie : Presse Universitaire de Cluj. <<https://orbi.uliege.be/handle/2268/255205>>. Consulté le 9 décembre 2021.
- Pocock, J., S. Septien, B.S.N. Makununika, K.V. Velkushanova et C.A. Buckley. 2022. « Convective drying kinetics of faecal sludge from VIP latrines ». *Heliyon*, vol. 8, n° 4, p. 09221. <<https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2022.e09221>>. Consulté le 5 septembre 2023.
- Pradel, Marilys. 2008. « Analyse du cycle de vie appliquée au traitement des boues d’épuration : état de l’art, bilan des connaissances et des impacts environnementaux ». p. 91-93.
- Pradel, Marilys. 2017. « Proposition d’une méthode d’allocation par répartition paramètre-dépendant pour l’Analyse du Cycle de Vie des produits déchet-sorcés Application aux fertilisants phosphatés boue-sorcés ». Thèse de doctorat, France, Université de Lyon, 208 p. <[https://www.researchgate.net/publication/321603572\\_Proposition\\_d'une\\_methode\\_d'Allocation\\_par\\_repartition\\_parametre-dependant\\_pour\\_l'Analyse\\_du\\_Cycle\\_de\\_Vie\\_des\\_produits\\_dechet-sources\\_Application\\_aux\\_fertilisants\\_phosphates\\_boue-sources#fullTextContent](https://www.researchgate.net/publication/321603572_Proposition_d'une_methode_d'Allocation_par_repartition_parametre-dependant_pour_l'Analyse_du_Cycle_de_Vie_des_produits_dechet-sources_Application_aux_fertilisants_phosphates_boue-sources#fullTextContent)>. Consulté le 14 août 2021.
- Pradel, Marilys et Anne-Laure Reverdy. 2013. *Bilan environnemental des filières de traitement et de valorisation des boues issues du traitement des eaux usées. Approches méthodologiques et bilan des données d’inventaires de gaz à effet de serre (Environmental Assessment of Sludge Treatment and Recovery Processes from Wastewater Treatment. Methodological Approaches and Inventory of Greenhouse Gas Emissions Data)*. France : irstea, 64 p. <<https://hal.inrae.fr/hal-02599213>>. Consulté le 17 août 2021.
- Pradel, Marilys, M. Richard et Anne-Laure Reverdy. 2013. *Analyses du cycle de vie des filières de traitement et de valorisation des boues issues du traitement des eaux usées. Inventaire du Cycle de Vie et principales sources d’optimisation des filières de traitement et de valorisation des boues issues du traitement des eaux usées*. France : irstea, 110 p. <<https://hal.inrae.fr/hal-02600267>>. Consulté le 26 septembre 2020.

- Pradel, Marily, Jeanne Serre, Severine Mehier, L. Benard, C. Tessier, S. Bapst et Sabine Houot. 2015. « Gestion des filières de traitement et de valorisation/élimination des boues par les collectivités: L'analyse du cycle de vie comme outil d'innovation : état des lieux et perspectives ». *Techniques Sciences Méthodes*, n° 6, p. 38-51. <<https://doi.org/10.1051/tsm/201506038>>. Consulté le 16 août 2021.
- Preux, Jean Fritz Saint. 2022. « Water Security in Haiti: Do National Stakeholders Consider Water and Sanitation as a Priority in Development ». Master's thesis, Alabama, United States, Auburn University, 66 p. <<https://www.proquest.com/docview/2800161074/abstract/7E89CA51BAFC4CD5PQ/1>>. Consulté le 22 juillet 2024.
- Pupion, Pierre-Charles. 2012. « 1. Méthodes de collectes de données ». *Management Sup*, vol. 3, p. 1-18. <<https://www.cairn.info/statistiques-pour-la-gestion--9782100578924-page-1.htm>>. Consulté le 19 janvier 2022.
- Regli, Stig, Joan B. Rose, Charles N. Haas et Charles P. Gerba. 2018. « Modeling the Risk from Giardia and Viruses in Drinking Water ». *Journal AWWA*, vol. 110, n° 5, p. 68-72. <<https://doi.org/10.1002/awwa.1082>>. Consulté le 6 septembre 2022.
- Remy, Christian, Alexander Ruhland et Martin Jekel. 2006. *Ecological assessment of alternative sanitation concepts with Life Cycle Assessment*. Germany : Technische Universität Berlin, 196 p. <[https://www.google.com/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=&cad=rja&uact=8&ved=2ahUKEwiJl9fl6rX2AhVOkYkEHbC5A6cQFnoECAUQAQ&url=https%3A%2F%2Fpublications.kompetenz-wasser.de%2Fpdf%2FRemy-2006-281.pdf&usg=AOvVaw3pTpRBm9vGoM8oDYFc1\\_VK](https://www.google.com/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=&cad=rja&uact=8&ved=2ahUKEwiJl9fl6rX2AhVOkYkEHbC5A6cQFnoECAUQAQ&url=https%3A%2F%2Fpublications.kompetenz-wasser.de%2Fpdf%2FRemy-2006-281.pdf&usg=AOvVaw3pTpRBm9vGoM8oDYFc1_VK)>. Consulté le 8 mars 2022.
- Renou, Sébastien. 2006. « Analyse de cycle de vie appliquée aux systèmes de traitement des eaux usées (Life Cycle Assessment Applied to Wastewater Treatment System) ». PhD Thesis, France, Institut National Polytechnique de Lorraine, 261 p. <<https://hal.univ-lorraine.fr/tel-01752508/document>>.
- Reverdy, A. L. et M. Pradel. 2010. *Les filières de valorisation des boues d'épuration en France : état des lieux, état de l'art (Wastewater Sludge Valorization Systems in France: Current State, State of the Art)*. Lyon, France : irstea, 44 p. <<https://hal.inrae.fr/hal-02593493>>. Consulté le 17 novembre 2021.
- Reverdy, Anne-Laure et Marily Pradel. 2011. *Évaluation des émissions de gaz à effet de serre des filières de traitement et de valorisation des boues issues du traitement des eaux usées*. Lyon, France : irstea, 94 p. <<https://hal.inrae.fr/hal-02596019>>. Consulté le 17 novembre 2021.
- Reverdy, Anne-Laure et Marily Pradel. 2013. « Évaluer les émissions de gaz à effet de serre du traitement et de la valorisation des boues: Mise en œuvre de l'outil Gestaboues sur

- trois filières différentes ». *Techniques Sciences Méthodes*, n° 11, p. 71-85. <<https://doi.org/10.1051/tsm/201311071>>. Consulté le 17 août 2021.
- Richard, M., M. Pradel et J. C. Baudez. 2015. *Étude de l'impact de la digestion anaérobie sur les filières de traitement des boues d'épuration. Analyse du Cycle de Vie comparative*. France : irstea, 58 p. <<https://hal.inrae.fr/hal-02602115>>. Consulté le 26 septembre 2020.
- Rick. 2020. « Ma première fois DMT, dans un monastère bouddhiste ». In *PsychoActif*. <[https://www.psychactif.org/forum/2020/01/05/TR-DMT-premiere-fois-DMT-dans-monastere-bouddhiste\\_49142\\_1.html](https://www.psychactif.org/forum/2020/01/05/TR-DMT-premiere-fois-DMT-dans-monastere-bouddhiste_49142_1.html)>. Consulté le 4 août 2024.
- Risch, Eva, Catherine Boutin et Philippe Roux. 2021. « Applying life cycle assessment to assess the environmental performance of decentralised versus centralised wastewater systems ». *Water Research*, vol. 196, p. 1-14. <<https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.116991>>. Consulté le 11 juillet 2021.
- Risch, Eva, Philippe Roux, Catherine Boutin et Alain Héduit. 2012. « L'analyse de cycles de vie des systèmes d'assainissement : un outil complémentaire d'aide à la décision ». n° 9, p. 82-90. <<https://www.google.com/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=&ved=2ahUKEwiV84rYiqfzAhVDhuAKHdPMDsIQFnoECBEQAQ&url=https%3A%2F%2Fhal-al.archives-ouvertes.fr%2Fhal-00776171%2Fdocument&usg=AOvVaw14lvBpOG59YzLcoxjGaUL->>.
- Rochery, Florence et Julien Gabert. 2012. *La filière de gestion des boues de vidange : de l'analyse aux actions*. 3. Paris : GRET, 60 p. <[https://www.pseau.org/outils/ouvrages/gret\\_la\\_filiere\\_de\\_gestion\\_des\\_boues\\_de\\_vidange\\_de\\_1\\_analyse\\_aux\\_actions\\_2012.pdf](https://www.pseau.org/outils/ouvrages/gret_la_filiere_de_gestion_des_boues_de_vidange_de_1_analyse_aux_actions_2012.pdf)>.
- Rodrigues, Carla, João Almeida, Maria Inês Santos, Andreia Costa, Sandra Além, Emanuel Rufo, António Tadeu et Fausto Freire. 2021. « Environmental Life Cycle Assessment of an Innovative Multifunctional Toilet ». *Energies*, vol. 14, n° 8, p. 2307. <<https://doi.org/10.3390/en14082307>>. Consulté le 5 février 2022.
- Romeiko, Xiaobo Xue. 2020. « Assessing Health Impacts of Conventional Centralized and Emerging Resource Recovery-Oriented Decentralized Water Systems ». *International Journal of Environmental Research and Public Health*, vol. 17, n° 3, p. 973. <<https://doi.org/10.3390/ijerph17030973>>. Consulté le 2 mars 2024.
- Rose, C., A. Parker, B. Jefferson et E. Cartmell. 2015. « The Characterization of Feces and Urine: A Review of the Literature to Inform Advanced Treatment Technology ». *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, vol. 45, n° 17, p. 1827-1879. <<https://doi.org/10.1080/10643389.2014.1000761>>. Consulté le 28 février 2022.

- Rothenberger, Silke, Christian Zurbrügg, Iftekhar Enayetullah et Abu Hasnar Md Maqsood Sinha. 2006. *Decentralised composting for cities of low- and middle-income countries a users' manual*. Duebendorf : EAWAG, 110 p. <chrome-extension://efaidnbmnnibpcajpcglclefindmkaj/viewer.html?pdfurl=https%3A%2F%2Fwww.eawag.ch%2Ffileadmin%2FDomain1%2FAbteilungen%2Fsandec%2FE-Learning%2FMoocs%2FSolid\_Waste%2FW3%2FDecentralised\_Composting\_Cities\_Low\_Middle\_Income\_2006.pdf&clen=4312478&chunk=true>.
- Sachdeva, Chandni, Kapaettu Satyamoorthy et Thokur Sreepathy Murali. 2022. « Microbial Interplay in Skin and Chronic Wounds ». *Current Clinical Microbiology Reports*, vol. 9, n° 3, p. 21-31. <<https://doi.org/10.1007/s40588-022-00180-4>>. Consulté le 27 juillet 2024.
- Sadeghi, Sepideh, Mahnaz Nikaeen, Farzaneh Mohammadi, Amir Hossein Nafez, Sahar Gholipour, Zahra Shamsizadeh et Mahdi Hadi. 2022. « Microbial characteristics of municipal solid waste compost: Occupational and public health risks from surface applied compost ». *Waste Management*, vol. 144, p. 98-105. <<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2022.03.012>>. Consulté le 4 août 2022.
- Saleem, Mahrukh, Teresa Burdett et Vanessa Heaslip. 2019. « Health and social impacts of open defecation on women: a systematic review ». *BMC Public Health*, vol. 19, n° 1, p. 158. <<https://doi.org/10.1186/s12889-019-6423-z>>. Consulté le 18 octobre 2022.
- Samal, Kundan, Sanjib Moulick, Benu Gopal Mohapatra, Sasmita Samanta, Sarith Sasidharan, Bhawna Prakash et Sandipan Sarangi. 2022. « Design of faecal sludge treatment plant (FSTP) and availability of its treatment technologies ». *Energy Nexus*, vol. 7, p. 100091. <<https://doi.org/10.1016/j.nexus.2022.100091>>. Consulté le 5 septembre 2023.
- Sanguinetti, G.S., C. Tortul, M.C. García, V. Ferrer, A. Montangero et M. Strauss. 2005. « Investigating helminth eggs and *Salmonella* sp. in stabilization ponds treating septage ». *Water Science and Technology*, vol. 51, n° 12, p. 239-247. <<https://doi.org/10.2166/wst.2005.0472>>. Consulté le 15 novembre 2021.
- Sano, Daisuke, Charles Haas et Joan B. Rose. 2019. « A QMRA Framework for Sanitation Treatment Decisions ». In *Water and Sanitation for the 21st Century: Health and Microbiological Aspects of Excreta and Wastewater Management (Global Water Pathogen Project)*, sous la dir. de Rose, J. B. et B Jiménez-Cisneros, p. 21. East Lansing : Michigan State University. <<https://doi.org/10.14321/waterpathogens.3>>. Consulté le 27 août 2023.
- Sasse, Ludwig. 1998. *Decentralised Wastewater Treatment in Developing Countries*, BORDA. Bremen, Germany, 160 p. <[https://www.susana.org/\\_resources/documents/default/3-1933-7-1522145573.pdf](https://www.susana.org/_resources/documents/default/3-1933-7-1522145573.pdf)>. Consulté le 27 septembre 2021.

- Sawyer, Clair N., Perry L. McCarty et Gene F. Parkin. 2003. *Chemistry for environmental engineering and science*, 5th ed. Coll. « The McGraw-Hill series in civil and environmental engineering ». Boston : McGraw-Hill, 752 p. <<https://u.pcloud.link/publink/show?code=XZDRm6XZ7UHPgoMua5tXQEGRfH4yFUB9zAk>>.
- Schonning, Caroline, Therese Westrell, Thor Axel Stenstrom, Karsten Arnbjerg-Nielsen, Arne Bernt Hasling, Linda Hoibye et Anders Carlsen. 2007. « Microbial risk assessment of local handling and use of human faeces ». *Journal of Water and Health*, vol. 5, n° 1, p. 117-128. <<https://doi.org/10.2166/wh.2006.049>>. Consulté le 11 octobre 2022.
- Schouw, N. L., S. Danteravanich, H. Mosbaek et J. C. Tjell. 2002. « Composition of human excreta — a case study from Southern Thailand ». *Science of The Total Environment*, vol. 286, n° 1, p. 155-166. <[https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(01\)00973-1](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(01)00973-1)>. Consulté le 28 octobre 2021.
- Sevrin-Jaloustre, Séverine. 2011. « Appréciation quantitative des risques pour l'évaluation de mesures de maîtrise sanitaire dans une filière agro-alimentaire. Application à Clostridium perfringens en restauration hospitalière ». These de doctorat, Paris, France, AgroParisTech, 275 p. <<https://pastel.archives-ouvertes.fr/pastel-00781728/document>>.
- Shi, Yilei, Lu Zhou, Yangyu Xu, Hongjie Zhou et Lei Shi. 2018. « Life cycle cost and environmental assessment for resource-oriented toilet systems ». *Journal of Cleaner Production*, vol. 196, p. 1188-1197. <<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.06.129>>. Consulté le 9 février 2022.
- Singh, B. et M. J. Cohen. 2014. *Climate change resilience: The case of Haiti*. Oxford, United Kingdom : Oxfam, 36 p. <<https://www.oxfamamerica.org/explore/research-publications/climate-change-resilience-the-case-of-haiti>>. Consulté le 13 septembre 2024.
- Sklar, Rachel. 2017. *Pit Latrines or Container Based Toilets?: A Cost-Benefit Analysis comparing two approaches to improving sanitation access in urban areas of Haiti*. Haiti : Haiti Priorise, Copenhagen consensus center, 24 p. <[https://www.copenhagenconsensus.com/sites/default/files/haiti\\_priorise\\_urban\\_sanitation\\_sklar\\_-\\_english\\_-\\_sept\\_update.pdf](https://www.copenhagenconsensus.com/sites/default/files/haiti_priorise_urban_sanitation_sklar_-_english_-_sept_update.pdf)>.
- Sklar, Rachel, Zeyi Zhou, Wellars Ndayisaba, Ashley Muspratt, Erica R. Fuhrmeister, Kara Nelson et S. Katharine Hammond. 2021. « Risk of adenovirus and Cryptosporidium ingestion to sanitation workers in a municipal scale non-sewered sanitation process: a case study from Kigali, Rwanda ». *Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development*, vol. 11, n° 4, p. 570-578. <<https://doi.org/10.2166/washdev.2021.241>>. Consulté le 15 août 2023.

- Smith, Shannon Mearl. 2014. « Subterranean Secrets: Defecation, the Bayakou, and Social Inequality in Haiti ». Bachelor's thesis, USA, Reed College, 82 p. <[https://www.pseau.org/outils/ouvrages/reed\\_college\\_defecation\\_the\\_bayakou\\_and\\_social\\_inequality\\_in\\_haiti\\_2014.pdf](https://www.pseau.org/outils/ouvrages/reed_college_defecation_the_bayakou_and_social_inequality_in_haiti_2014.pdf)>.
- SOIL Haiti. 2013. « Supporting Haiti's "Underground" Sanitation Workers ». *SOIL Haiti* . <<http://www.oursoil.org/supporting-haitis-underground-sanitation-workers/>>. Consulté le 30 août 2023.
- Soller, Jeffrey, Martha Embrey, Laura Tuhela, Audrey Ichida et Jeffrey Rosen. 2010. « Risk-based evaluation of *Escherichia coli* monitoring data from undisinfected drinking water ». *Journal of Environmental Management*, vol. 91, n° 11, p. 2329-2335. <<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.06.017>>. Consulté le 14 mars 2024.
- Sorrenti, Alice, Santo Fabio Corsino, Francesco Traina, Gaspare Viviani et Michele Torregrossa. 2022. « Enhanced Sewage Sludge Drying with a Modified Solar Greenhouse ». *Clean Technologies*, vol. 4, n° 2, p. 407-419. <<https://doi.org/10.3390/cleantechnol4020025>>. Consulté le 5 septembre 2023.
- Srivastava, Vaibhav, Sultan Ahmed Ismail, Pooja Singh et Rajeev Pratap Singh. 2015. « Urban solid waste management in the developing world with emphasis on India: challenges and opportunities ». *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, vol. 14, n° 2, p. 317-337. <<https://doi.org/10.1007/s11157-014-9352-4>>. Consulté le 16 juillet 2024.
- Stahel, Walter R. 2016. « The circular economy ». *Nature*, vol. 531, n° 7595, p. 435-438. <<https://doi.org/10.1038/531435a>>. Consulté le 1 décembre 2022.
- Stenström, Thor Axel, Razak Seidu, Nelson Ekane et Christian Zurbrügg. 2011. *Microbial exposure and health assessments in sanitation technologies and systems*. Stockholm : Stockholm Environment Institute, 154 p. <<http://www.ecosanres.org/>>. Consulté le 31 janvier 2022.
- Strande, Linda, Mariska Ronteltap et Damir Brdjanovic. 2014. *Faecal Sludge Management: Systems Approach for Implementation and Operation*, 1<sup>re</sup> éd. London, United Kingdom : IWA Publishing, 470 p. <[https://www.researchgate.net/publication/264357136\\_Faecal\\_Sludge\\_Management\\_Systems\\_Approach\\_for\\_Implementation\\_and\\_Operation](https://www.researchgate.net/publication/264357136_Faecal_Sludge_Management_Systems_Approach_for_Implementation_and_Operation)>. Consulté le 5 octobre 2021.
- Straub, Timothy M., Ian L. Pepper et Charles P. Gerba. 1993. « Hazards from Pathogenic Microorganisms in Land-Disposed Sewage Sludge ». In *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*. (New York, NY, 1993), p. 55-91. Springer. <[https://doi.org/10.1007/978-1-4684-7065-9\\_3](https://doi.org/10.1007/978-1-4684-7065-9_3)>.

- Tabarly, Sylviane. 2012. *Choléra : géographie d'une pandémie. Étude de cas : Haïti, 2010-2012.* France : ENS de Lyon/Djesco, 1-10 p. <<http://geoconfluences.ens-lyon.fr/doc/transv/sante/SanteDoc3.htm>>.
- Takeshita, Shinji, Hooman Farzaneh et Mehrnoosh Dashti. 2020. « Life-Cycle Assessment of the Wastewater Treatment Technologies in Indonesia's Fish-Processing Industry ». *Energies*, vol. 13, n° 24, p. 6591. <<https://doi.org/10.3390/en13246591>>. Consulté le 2 mars 2024.
- Tang, Lizhan, William J. Rhoads, Antonia Eichelberg, Kerry A. Hamilton et Timothy R. Julian. 2024. « Applications of Quantitative Microbial Risk Assessment to Respiratory Pathogens and Implications for Uptake in Policy: A State-of-the-Science Review ». *Environmental Health Perspectives*, vol. 132, n° 5, p. 056001. <<https://doi.org/10.1289/EHP12695>>. Consulté le 29 mai 2024.
- Tanner, Benjamin D., John P. Brooks, Charles P. Gerba, Charles N. Haas, Karen L. Josephson et Ian L. Pepper. 2008. « Estimated occupational risk from bioaerosols generated during land application of class B biosolids ». *Journal of Environmental Quality*, vol. 37, n° 6, p. 2311-2321. <<https://doi.org/10.2134/jeq2007.0193>>.
- Tayler, Kevin. 2018. *Faecal Sludge and Septage Treatment*, 1<sup>re</sup> éd. United Kingdom : PRACTICAL ACTION PUBLISHING, 350 p. <<https://doi.org/10.3362/9781780449869>>. Consulté le 24 novembre 2021.
- Teh, Cindy Shuan Ju, Min Yi Lau, Chun Wie Chong, Soo Tein Ngoi, Kek Heng Chua, Way Seah Lee et Kwai Lin Thong. 2021. « One-step differential detection of *Salmonella enterica* serovar Typhi, serovar Paratyphi A and other *Salmonella* spp. by using a quadruplex real-time PCR assay ». *Journal of Microbiological Methods*, vol. 183, p. 106184. <<https://doi.org/10.1016/j.mimet.2021.106184>>. Consulté le 9 octobre 2022.
- Teunis, P. F. M., I. D. Ogden et N. J. C. Strachan. 2008. « Hierarchical dose response of *E. coli* O157:H7 from human outbreaks incorporating heterogeneity in exposure ». *Epidemiology & Infection*, vol. 136, n° 6, p. 761-770. <<https://doi.org/10.1017/S0950268807008771>>. Consulté le 20 août 2022.
- Thibodeau, Charles. 2014. « Évaluation et développement de systèmes d'assainissement séparatif des eaux noires à l'aide de l'analyse environnementale du cycle de vie et l'analyse du coût sur le cycle de vie ». Thèse de doctorat, Montréal, Canada, ÉTS de Montréal, 252 p. <[http://espace.etsmtl.ca/id/eprint/1354/1/THIBODEAU\\_Charles.pdf](http://espace.etsmtl.ca/id/eprint/1354/1/THIBODEAU_Charles.pdf)>.
- Thibodeau, Charles, Frédéric Monette, Cécile Bulle et Mathias Glaus. 2014. « Comparison of black water source-separation and conventional sanitation systems using life cycle assessment ». *Journal of Cleaner Production*, vol. 67, p. 45-57. <<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.12.012>>. Consulté le 10 février 2022.

- Thompson, Matthew, Sussan Moussavi, Shaobin Li, Philip Barutha et Bruce Dvorak. 2022. « Environmental Life Cycle Assessment of small water resource recovery facilities: Comparison of mechanical and lagoon systems ». *Water Research*, vol. 215, p. 118234. <<https://doi.org/10.1016/j.watres.2022.118234>>. Consulté le 19 janvier 2023.
- Tilley, Elizabeth, Lukas Ulrich, Christoph Lüthi, Philippe Reymond, Christian Zurbrügg, et SIA ingénierie-conseil. 2016. *Compendium of Sanitation Systems and Technologies*, 2<sup>e</sup> éd. Dubendorf, Suisse : Eawag, 176 p. <[https://www.eawag.ch/fileadmin/Domain1/Abteilungen/sandec/schwerpunkte/sesp/CLUES/Compendium\\_French/compendium\\_fr\\_2016.pdf](https://www.eawag.ch/fileadmin/Domain1/Abteilungen/sandec/schwerpunkte/sesp/CLUES/Compendium_French/compendium_fr_2016.pdf)>.
- Tilmans, Sébastien, Kory Russel, Rachel Sklar, Leah Page, Sasha Kramer et Jennifer Davis. 2015. « Container-based sanitation: assessing costs and effectiveness of excreta management in Cap Haitien, Haiti ». *Environment and Urbanization*, vol. 27, n° 1, p. 89-104. <<https://doi.org/10.1177/0956247815572746>>. Consulté le 31 juillet 2021.
- Touchon, Marie, Amandine Perrin, Jorge André Moura de Sousa, Belinda Vangchhia, Samantha Burn, Claire L. O'Brien, Erick Denamur, David Gordon et Eduardo PC Rocha. 2020. « Phylogenetic background and habitat drive the genetic diversification of *Escherichia coli* ». *PLOS Genetics*, vol. 16, n° 6, p. 1008866. <<https://doi.org/10.1371/journal.pgen.1008866>>. Consulté le 23 septembre 2024.
- Tsai, Jocelyn, Noel Wilson et Francis L. de los Reyes. 2022. « Using illustrated system analysis for qualitative risk assessment of emptying of pit latrines ». *Frontiers in Environmental Science*, vol. 10, p. 1-12. <<https://doi.org/10.3389/fenvs.2022.1033877>>. Consulté le 13 août 2023.
- Ufomba, Eleazar, Abigail Ubi, Lilian A. Njoku, Samuel Oyalabu, Andrew Emurotu, Justina Kwaskebe et Abraham Nkwachi Uwaoma. 2021. « Ethico-medical implications of open defecation in a multi-religious society: a study of three communities in Ibadan, Oyo State, Nigeria ». *SAPIENTIA FOUNDATION JOURNAL OF EDUCATION, SCIENCES AND GENDER STUDIES*, vol. 3, n° 4, p. 213-223. <<http://sfjesgs.com/index.php/SFJESGS/article/view/243>>. Consulté le 18 octobre 2022.
- Uggetti, Enrica, Ivet Ferrer, Esther Llorens et Joan García. 2010. « Sludge treatment wetlands: A review on the state of the art ». *Bioresource Technology*, vol. 101, n° 9, p. 2905-2912. <<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2009.11.102>>. Consulté le 18 mars 2022.
- Uggetti, Enrica, Ivet Ferrer, Jordi Molist et Joan García. 2011. « Technical, economic and environmental assessment of sludge treatment wetlands ». *Water Research*, vol. 45, n° 2, p. 573-582. <<https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.09.019>>. Consulté le 18 mars 2022.
- Uggetti, Enrica, Joan García, Saara E. Lind, Pertti J. Martikainen et Ivet Ferrer. 2012. « Quantification of greenhouse gas emissions from sludge treatment wetlands ». *Water*

- Research*, vol. 46, n° 6, p. 1755-1762. <<https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.12.049>>. Consulté le 18 mars 2022.
- UNDP. 2021. *Rapport sur l'état de lieux des ressources en eau : Évaluation de l'impact des changements climatiques (cc) sur les ressources en eau et l'appui au développement des solutions novatrices (Report on the State of Water Resources: Assessment of the Impact of Climate Change (CC) on Water Resources and Support for the Development of Innovative Solutions)*. UNDP, 151 p. <[https://www.undp.org/sites/g/files/zskgke326/files/2022-10/UNDP-HT-RAPPORT-SUR-L%C2%B4C3%89TAT-DE-LIEUX-DES-RESSOURCES-EN-EAU\\_2021.pdf](https://www.undp.org/sites/g/files/zskgke326/files/2022-10/UNDP-HT-RAPPORT-SUR-L%C2%B4C3%89TAT-DE-LIEUX-DES-RESSOURCES-EN-EAU_2021.pdf)>. Consulté le 13 septembre 2024.
- USAID et DINEPA. 2021. *Les expériences en assainissement urbain des douze dernières années en Haïti. Haïti :* USAID, 25 p. <[https://pdf.usaid.gov/pdf\\_docs/PA00ZG6C.pdf](https://pdf.usaid.gov/pdf_docs/PA00ZG6C.pdf)>. Consulté le 13 août 2024.
- USEPA. 2011a. *Highlights of the Exposure Factors Handbook (Final report)*. EPA/600/R-10/030. Washington, DC : National Center for Environmental Assessment, 64 p. <<https://cfpub.epa.gov/ncea/risk/recordisplay.cfm?deid=221023>>. Consulté le 16 mai 2023.
- USEPA. 2011b. *Exposure Factors Handbook (Final Report)*. EPA/600/R-09/052F. Washington, DC : National Center for Environmental Assessment, 1436 p. <<https://cfpub.epa.gov/ncea/risk/recordisplay.cfm?deid=236252>>. Consulté le 16 mai 2023.
- USEPA. 2012. *Microbial Risk Assessment Guideline: Pathogenic Microorganisms with Focus on Food and Water*. EPA/100/J-12/001. USA, 231 p. <<https://www.epa.gov/sites/default/files/2013-09/documents/mra-guideline-final.pdf>>.
- Valdez, L M, H Dang, P C Okhuysen et C L Chappell. 1997. « Flow cytometric detection of Cryptosporidium oocysts in human stool samples ». *Journal of Clinical Microbiology*, vol. 35, n° 8, p. 2013-2017. <<https://doi.org/10.1128/jcm.35.8.2013-2017.1997>>. Consulté le 2 octobre 2022.
- VanRiper, Froggi, Kory C. Russel, Daniel Tillias, Jenna Tilt et Jessica Laporte. 2022. « Container-based sanitation in urban Haiti: how can it improve human rights as a component of citywide inclusive sanitation? » *H2Open Journal*, vol. 5, n° 1, p. 135-152. <<https://doi.org/10.2166/h2oj.2022.037>>. Consulté le 22 juillet 2024.
- Velkushanova, Konstantina, Linda Strande, Mariska Ronteltap, Thammarat Koottatep, Damir Brdjanovic et Chris Buckley, éd. 2021. *Methods for Faecal Sludge Analysis*, 1<sup>re</sup> éd. Switzerland : IWA Publishing, 438 p. <<https://doi.org/10.2166/9781780409122>>. Consulté le 14 novembre 2021.

- Vincent, Julie. 2011. « Les lits de séchage plantés de roseaux pour le traitement des boues activées et les matières de vidange : adapter la stratégie de gestion pour optimiser les performances ». Thèse de doctorat, France, UNIVERSITÉ MONTPELLIER II, 253 p. <<https://www.google.com/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=&ved=2ahUKEwi9gN6N6eTzAhVFTd8KHchzBkwQFnoECAQQAQ&url=https%3A%2F%2Fhal.inrae.fr%2Ftel-02596868%2Ffile%2Fpub00035021.pdf&usg=AOvVaw3WPIp2ZeVG17aH05AQxKs5>>.
- Vinnerås, B., H. Palmquist, P. Balmér et H. Jönsson. 2006. « The characteristics of household wastewater and biodegradable solid waste-A proposal for new Swedish design values ». *Urban Water Journal*, vol. 3, n° 1, p. 3-11. <<https://doi.org/10.1080/15730620600578629>>. Consulté le 27 octobre 2021.
- Voukkali, Irene, Iliana Papamichael, Pantelitsa Loizia et Antonis A. Zorpas. 2023. « Urbanization and solid waste production: prospects and challenges ». *Environmental Science and Pollution Research*, p. 12. <<https://doi.org/10.1007/s11356-023-27670-2>>. Consulté le 20 juin 2023.
- Wang, Bo, Lin Du, Baiping Dong, Erwen Kou, Liangzhe Wang et Yuanjie Zhu. 2024. « Current Knowledge and Perspectives of Phage Therapy for Combating Refractory Wound Infections ». *International Journal of Molecular Sciences*, vol. 25, n° 10, p. 5465. <<https://doi.org/10.3390/ijms25105465>>. Consulté le 27 juillet 2024.
- Weidema, B. P., C. Bauer, R. Hischier, C. Mutel, T. Nemecek, J. Reinhard, C. O. Vadenbo et G. Wernet. 2013. *Overview and Methodology. Data quality guideline for the ecoinvent database version 3. 1 v3*. St. Gallen, Switzerland : Swiss Centre for Life Cycle Inventories, 161 p. <[https://lca-net.com/files/Overview\\_and\\_methodology.pdf](https://lca-net.com/files/Overview_and_methodology.pdf)>. Consulté le 26 février 2024.
- Westrell, T. 2004. « Microbial risk assessment and its implications for risk management in urban water systems ». PhD Thesis, Sweden, Linköping Studies in Arts and Science, 84 p. <<https://www.semanticscholar.org/paper/Microbial-risk-assessment-and-its-implications-for-Westrell/0666e59b565fa5b5f8cee88ccc68dda91c565e9f>>. Consulté le 3 juillet 2022.
- Westrell, T., C. Schöning, T.A. Stenström et N.J. Ashbolt. 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*, vol. 50, n° 2, p. 23-30. <<https://doi.org/10.2166/wst.2004.0079>>. Consulté le 4 août 2022.
- WHO. 2006. *Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater. 4: Excreta and greywater use in agriculture*, 4<sup>e</sup> éd. Geneva : World Health Organization, 182 p. <<https://www.who.int/publications/i/item/9241546859>>. Consulté le 17 mars 2022.

- WHO. 2015. *Sanitation safety planning: manual for safe use and disposal of wastewater, greywater and excreta*. France : World Health Organization, 138 p. <<https://apps.who.int/iris/handle/10665/171753>>. Consulté le 25 octobre 2021.
- WHO. 2016. *Quantitative Microbial Risk Assessment: Application for Water Safety Management*. Geneva : World Health Organization, 187 p. <<https://apps.who.int/iris/handle/10665/246195>>. Consulté le 30 juin 2022.
- WHO. 2022. *Guidelines for drinking-water quality: fourth edition incorporating the first and second addenda*, 4th ed + 1st add + 2nd add. Geneva : World Health Organization, 614 p. <<https://apps.who.int/iris/handle/10665/352532>>. Consulté le 30 juin 2022.
- WHO et UNICEF. 2023. « Progress on drinking water, sanitation and hygiene ». <<https://washdata.org/data/household#/dashboard/new>>. Consulté le 22 juillet 2024.
- Wiedmann, Thomas, Manfred Lenzen, Lorenz T. Keyßer et Julia K. Steinberger. 2020. « Scientists' warning on affluence ». *Nature Communications*, vol. 11, n° 1, p. 3107. <<https://doi.org/10.1038/s41467-020-16941-y>>. Consulté le 16 juillet 2024.
- World Bank. 2018. *Looking beyond government-led delivery of water supply and sanitation services : the market choices and-practices of Haiti's-most vulnerable people*. Washington DC, USA : World Bank, 92 p. <<https://documents1.worldbank.org/curated/en/224581524205194413/pdf/Looking-beyond-government-led-delivery-of-water-supply-and-sanitation-services-the-market-choices-and-practices-of-Haiti-s-most-vulnerable-people.pdf>>. Consulté le 5 novembre 2023.
- World Bank. 2021. « Climate Change Knowledge Portal ». <<https://climateknowledgeportal.worldbank.org/>>. Consulté le 13 septembre 2024.
- World Bank. 2024. « The World Bank In Haiti ». In *World Bank*. <<https://www.worldbank.org/en/country/haiti/overview>>. Consulté le 22 juillet 2024.
- World Bank, WHO, ILO, et WaterAID. 2019. *Health, Safety and Dignity of Sanitation Workers: An Initial Assessment*. SKU W19056. Washington DC, USA : World Bank, 61 p. <[https://www.ilo.org/sector/Resources/publications/WCMS\\_728054/lang--en/index.htm](https://www.ilo.org/sector/Resources/publications/WCMS_728054/lang--en/index.htm)>.
- World Population Review. 2024. « Where is Haiti in the World? » <<https://worldpopulationreview.com/countries/haiti/location>>. Consulté le 14 septembre 2024.
- Yavzori, M., D. Cohen, R. Wasserlauf, R. Ambar, G. Rechavi et S. Ashkenazi. 1994. « Identification of Shigella species in stool specimens by DNA amplification of different loci of the Shigella virulence plasmid ». *European Journal of Clinical Microbiology & Infectious Diseases: Official Publication of the European Society of*

*Clinical Microbiology*, vol. 13, n° 3, p. 232-237.  
<<https://doi.org/10.1007/BF01974542>>.

Yin Ngan, Grace Jie, Li Mei Ng, Raymond T. P. Lin et Jeanette W. P. Teo. 2010. « Development of a novel multiplex PCR for the detection and differentiation of *Salmonella enterica* serovars Typhi and Paratyphi A ». *Research in Microbiology*, vol. 161, n° 4, p. 243-248. <<https://doi.org/10.1016/j.resmic.2010.03.005>>. Consulté le 2 octobre 2022.

Zeller, Olivier. 2017. « Structurations de l'espace fécal à Lyon au XVIIIe siècle ». *Flux*, vol. N° 108, n° 2, p. 8-21. <<https://www.cairn.info/revue-flux-2017-2-page-8.htm>>. Consulté le 3 octobre 2021.

Zhang, Qingpeng. 2022. « Data science approaches to infectious disease surveillance ». *Philosophical Transactions of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences*, vol. 380, n° 2214, p. 20210115. <<https://doi.org/10.1098/rsta.2021.0115>>. Consulté le 18 octobre 2022.

